

Dépistage du saturnisme infantile

autour des sources
industrielles de **plomb**

Analyse de la pertinence de la mise en œuvre d'un dépistage :
du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions.



Tome 1



MINISTÈRE DE L'EMPLOI
ET DE LA SOLIDARITÉ

DRASS Bretagne
CIRE Ouest



INSTITUT DE
VEILLE SANITAIRE

Composition du groupe de travail

Ce document a été rédigé par Philippe Glorennec, Cellule Inter-Régionale d'Epidémiologie (CIRE) Ouest et Martine Ledrans avec la collaboration de Frédéric Dor, Institut de Veille Sanitaire (InVS). Il a bénéficié de contributions écrites de Laurence Rouil (INERIS) et de Pascal Pelinski (DRIRE Champagne Ardennes). Il a été amendé et enrichi grâce aux remarques des membres du groupe de travail.

Christian Beau (MATE)

Dominique Bellenoue (MATE)

Céline Boudet (INERIS)

Frédéric Dor (InVS)

Corinne Drougard (DDASS de Orne puis Puy-de-Dôme)

Christophe Duchon (CIRE Sud Ouest)

Robert Garnier (CAP Paris)

Isabelle Girard Frossard (DDASS de Côte d'Or)

Philippe Glorennec (CIRE Ouest), coordination

Brigitte Helynck (CIRE Rhône-Alpes Auvergne puis InVS)

Michel Jouan (InVS)

Dominique Lafon (INRS)

Jean Luc Lasalle (CIRE Sud)

Martine Ledrans (InVS), coordination

François Mansotte (DDASS Loire Atlantique)

Daniel Marchand (DGS puis DRASS de Bretagne)

Thierry Michelon (DRIRE Bretagne puis DGS/SD7)

Patrick Peignier (DDASS Maine et Loire)

Pascal Pelinski (DRIRE Champagne Ardennes)

Rémi Perret (INERIS)

Annick Pichard (INERIS)

Jean Poulleau (INERIS)

Michel Rouge (DGS)

Laurence Rouil (INERIS)

Stéphane Roy (BRGM)



Liste des abréviations utilisées

MATE :	Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
INERIS :	Institut national de l'environnement industriel et des risques
InVS :	Institut de Veille Sanitaire
DDASS :	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
CIRE :	Cellule Inter-Régionale d'Epidémiologie
INRS :	Institut National de Recherche et de Sécurité
CAP :	Centre Anti Poison
DGS :	Direction Générale de la Santé
DRIRE :	Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche de l'Environnement
DRASS :	Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales
BRGM :	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CRAM :	Caisse Régionale d'Assurance Maladie



Introduction

➤ Objectif

Ce document a pour objet de donner aux professionnels de santé publique des services de l'Etat, des éléments utiles pour évaluer la pertinence de la mise en place d'un programme de dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb. Il répond à la demande de la Direction Générale de la Santé suite à une des recommandations issues de l'expertise collective INSERM sur le plomb dans l'environnement : « Le groupe d'experts recommande un dépistage systématique des enfants dans les zones à risques (habitats dégradés ou sites industriels) identifiées par des enquêtes environnementales ».

A défaut d'être systématique, la mise en place d'un dépistage au sein d'une population ne doit s'envisager que si l'on estime que celle-ci est surexposée à l'agent dangereux et que ce dépistage pourra permettre une meilleure prise en charge sanitaire de cette population. Ce raisonnement est d'autant plus important que ce type de programme, s'il est mal appréhendé, peut générer inutilement des inquiétudes au sein de la communauté concernée (village, quartier, école). Cela est d'autant plus vrai lorsque comme c'est le cas du plomb, le dépistage repose sur un prélèvement sanguin, geste invasif difficile d'exception, notamment dans des populations de jeunes enfants.

La pertinence de la mise en place de ce type de programme doit donc être évaluée en répondant à trois questions préalables essentielles :

- 1) Comment identifier et délimiter une zone à risque ?
- 2) Comment estimer les expositions des populations concernées ?
- 3) Quels sont les critères permettant de fonder la décision de mettre en place un dépistage ?

➤ Modalités de travail

Pour répondre à ces questions, l'Institut de Veille Sanitaire a constitué un groupe de travail dont l'objectif était de réaliser un document méthodologique à l'intention des services déconcentrés de l'Etat, leur permettant de rassembler les éléments nécessaires à la prise de décision. Ce groupe a axé sa réflexion sur les modalités de conduite d'un diagnostic environnemental pour quantifier les expositions des populations.

Cette quantification de l'exposition des populations concernées est apparue être un préalable indispensable à l'analyse de la pertinence d'un dépistage du saturnisme afin de définir si la zone peut être considérée comme une zone à risque. Cette quantification doit s'appuyer sur des données représentatives de la pollution des milieux d'exposition, c'est à dire ceux avec lesquels

la population est en contact. Pour illustrer la démarche proposée, le groupe de travail s'est notamment appuyé sur les travaux menés autour de la fonderie de Pontchardon par les autorités sanitaires locales (DDASS de l'Orne, DRASS de Basse Normandie), la CIRE Ouest et l'InVS. L'exemple des mines de Trémuson, investigué par la DDASS des Côtes d'Armor et la CIRE Ouest Ouest, a également été utilisé.

Du fait du peu d'expériences françaises et donc du manque de recul par rapport à ces situations, le groupe propose davantage un cadre méthodologique plutôt qu'un guide. Les investigations locales en cours devraient venir préciser la méthode et accroître le savoir-faire collectif en la matière. Il est cependant apparu important au groupe de faire bénéficier les services déconcentrés des réflexions et des travaux d'ores et déjà menés, même si leurs enseignements ne sont pas définitifs.

Le document n'aborde pas l'articulation entre la réflexion sur le dépistage et d'éventuelles autres procédures (sites et sols pollués, demande d'autorisation d'exploiter...) dans la mesure où cette articulation relève du Préfet.

Les méthodes présentées dans le document ne sont pas exclusives d'autres choix ou de méthodes complémentaires dans le cadre d'autres procédures ou d'autres objectifs.

➤ Organisation du guide

Le présent document a été conçu en 3 parties. La première reprend des considérations générales sur le plomb, ses sources, ses effets sanitaires, les voies d'exposition ainsi que les principes généraux d'une action de dépistage en général, et d'un dépistage du saturnisme infantile en particulier. La deuxième décrit la mise en œuvre de l'évaluation des expositions de la population concernée. La dernière expose les critères sur lesquels se fondera la décision concernant la pertinence de la mise en œuvre d'un dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb.



Sommaire

Partie 1	13
Considérations générales sur le plomb	13
1. Plomb et environnement	13
1.1. Sources	13
1.1.1. Généralités	13
1.1.2 Sources industrielles	13
1.1.3 Les sources situées sur les sites de transformation ou d'utilisation industrielle du plomb	14
1.1.4 Les sources liées au traitement de matières dans lesquelles le plomb est présent au titre d'impureté mineure, y compris les déchets	14
1.2. Devenir dans l'environnement	15
1.2.1 Air	15
1.2.2 Sol	15
1.2.3 Eau	15
1.2.4 Alimentation	15
2. Plomb et santé	16
2.1. Modalités d'exposition de la population au plomb	16
2.2. Toxicocinétique et principaux effets toxiques du plomb	16
2.2.1 Toxicocinétique	16
2.2.2 Effets toxiques	17
3. Populations à risque	19
3.1. Les jeunes enfants	19
3.2. Les autres populations	20
4. Dépistage de l'intoxication par le plomb	20
4.1. Définition et principe	20
4.2. Plombémie, base du dépistage	21
4.3. Populations cibles et objectifs du dépistage	21
4.3.1 Enfants de moins de 6 ans	21
4.3.2 Femmes enceintes	21

Partie 2	23
Mise en œuvre d'une estimation des expositions	23
1. Objectif et méthodes	23
2. Quels sont les partenaires à mobiliser ?	23
3. Comment déterminer la zone d'influence du site industriel ?	25
3.1. Description de l'environnement du site	25
3.1.1 Géographie, topographie, météorologie, hydrologie	25
3.1.2 Utilisations de l'espace et activités des populations	26
3.1.3 Utilisation des aquifères locaux pour la production d'eau potable	26
3.2. Industrie et ses émissions	26
3.2.1 Historique des activités industrielles sur le site	27
3.2.2 Rejets aériens	27
3.2.3 Rejets liquides	28
3.2.4 Rejets solides	28
3.3. Contamination des milieux d'exposition	28
3.3.1 Contamination de l'air	28
3.3.2 Contamination des sols	29
3.3.3 Contamination des aliments	29
3.3.4 Contamination de l'eau d'adduction	29
3.4. Zone d'influence et zone d'étude	30
4. Quelles sont les populations concernées ?	30
4.1. Caractéristiques de la population	30
4.2. Dénombrement des populations à risque	30
4.3. Informations sanitaires	31
5. Comment calculer la dose d'exposition ?	31
5.1. Généralités	31
5.2. Principe du calcul	31
5.3. Voies et scénari d'exposition	32
5.3.1 Sélection des voies d'exposition	32
5.3.2 Construction des scénari d'exposition	33
5.4. Données environnementales	34
5.4.1 Autres sources locales de plomb	34
5.5. Alimentation	35
5.5.1 Eau	35
5.5.2 Air	36
5.5.3 Sol et poussières domestiques	37
5.6. Facteurs d'exposition	38
5.6.1 Budget espace temps	38
5.6.2 Taux d'administration	38

5.6.3 Données physiologiques	39
5.7. Calcul de la dose d'exposition	39
5.7.1 Scénario pour un enfant de deux ans	40
5.7.2 Scénario pour un enfant de six ans	41
6. Estimation des plombémies attendues	42
6.1. Principe	42
6.2. Concentrations atmosphériques inférieures à 0,2 µg/m ³	42
6.3. Concentrations atmosphériques supérieures à 0,2 µg/m ³	43
7. Analyse des incertitudes et variabilités	42
7.1. Limites liées à la méthode	42
7.1.1 Non prise en compte de la biodisponibilité	42
7.1.2 Variabilité individuelle	43
7.2. Limites liées aux données	43
7.3. Limites liées au temps	44
Partie 3	45
Evaluation de la pertinence d'un dépistage	45
1. Critères de déclenchement d'un dépistage chez les enfants exposés via l'environnement	45
1.1. Principe	45
1.2. Définition de la population concernée par le dépistage	45
2. Cas des enfants ayant une exposition paraprofessionnelle	46
Conclusion	47
Références bibliographiques	49
Annexe 1 Modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets des installations Industrielles	55
Annexe 2 Exemple de schéma conceptuel	65
Annexe 3 Méthode d'estimation de la plombémie	67

Partie 1

Considérations générales sur le plomb

Cette partie vise à rappeler succinctement les connaissances sur l'évolution du plomb dans l'environnement, ses voies de pénétration dans l'organisme et ses effets sur la santé, les populations à risque et les stratégies de dépistage. Les enseignements qui en découlent pour la problématique du dépistage à proximité de sites industriels sont ensuite présentés.

1. Plomb et environnement

Le lecteur trouvera des informations plus détaillées que celles présentées dans ce chapitre dans la fiche de données toxicologiques et environnementales élaborée par l'INERIS. (http://www.ineris.fr/recherches/som_rapport.htm)

1.1. Sources

1.1.1. Généralités

Composé très largement répandu dans l'environnement (1), le plomb est un métal utilisé dans de nombreuses activités industrielles : métallurgie, fabrication de batteries, peintures. Constituant de nombreux matériaux d'usage courant (canalisations, ustensiles de cuisine...), la population se retrouve ainsi au contact de ce métal dans de nombreuses situations notamment domestiques.

1.1.2. Sources industrielles

1. Métallurgie extractive

En 1989, les émissions atmosphériques mondiales dues à la production métallurgique du plomb étaient estimées dans une fourchette allant de 12 600 à 32 600 tonnes/an. Le CITEPA (Centre Inter professionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique) estimait à environ 160 tonnes/an l'ensemble de ces émissions pour la France sur la période 1986-1989.

2. Emissions dans l'air

Les poussières de minerais (PbS, PbS04 et PbC03) et de scories proviennent des manutentions et transports ainsi que des émissions diffuses et ré-envols à partir des stockages. Il s'agit généralement de particules relativement grossières inaptées au transport aérien à grande distance, elles peuvent avoir un impact significatif à proximité immédiate du site d'émission (quelques centaines de mètres).

Les produits de transformation oxydés, sulfatés ou plus rarement oxychlorés qui échappent aux dispositifs de filtration sont très mobiles du fait de leurs dimensions particulières réduites et de leur spéciation. Leur impact en cas de conditions de marche dégradées est à étudier à l'échelle kilométrique. Ces espèces chimiques ne sont rejetées qu'en très faible concentration par une installation en bon état.

3. Rejets dans les eaux

Les émissions de plomb vers les eaux sont très limitées dans le cas des installations industrielles respectant la réglementation actuelle. Même en conditions de marche dégradées, l'impact sanitaire du plomb rejeté ne sera pas direct : ce plomb précipitera très rapidement sous forme particulaire dans les sédiments. Le contact avec la population restera donc limité.

Les boues qui ont recueilli les rejets d'anciennes exploitations peuvent atteindre des concentrations élevées en plomb, susceptibles d'être mobilisées à l'occasion d'un dragage ou d'un changement de milieu (épandage).

1.1.3. Les sources situées sur les sites de transformation ou d'utilisation industrielle du plomb

Les espèces émises sont essentiellement des formes oxydées ou sulfatées qui échappent aux dispositifs de filtration.

Les fabriques d'accumulateurs, fonderies et câbleries peuvent représenter des émissions de l'ordre de la tonne/an.

Les autres industries de mise en œuvre : production d'oxyde et industries chimiques diverses, fabricants de peintures, de matières plastiques, production de munitions, de frites céramiques, fonderies, présentent normalement des émissions moindres. Ce sont surtout les émissions accidentelles qui peuvent occasionner des expositions significatives.

1.1.4. Les sources liées au traitement de matières dans lesquelles le plomb est présent au titre d'impureté mineure, y compris les déchets

Le plomb est un élément naturel, présent à des degrés divers dans tous les minéraux. Il est inévitable que les activités mettant en œuvre des flux importants de matières premières, génèrent des émissions de plomb. C'est notamment le cas de la sidérurgie, des centrales thermiques, pour lesquels le plomb est un constituant mineur des poussières.

Le traitement des déchets industriels ou ménagers est aussi une source d'émission de plomb. Les ordures ménagères peuvent contenir de 100 à 1 000 ppm de plomb.

Dans le cas d'un stockage ou enfouissement, le risque d'émission le plus à craindre est vers le milieu aqueux : la teneur moyenne annuelle en plomb est de l'ordre de 50 µg/l, ce qui est faible, avec cependant des variations spatiales et temporelles relativement importantes.

Dans le cas de l'incinération, le plomb a fait l'objet de très nombreuses études qui toutes permettent de conclure à l'existence d'un partage majoritaire en faveur du mâchefer. L'émission aérienne sous forme d'oxydes ou d'halogénures reste extrêmement limitée si les outils de filtration mis en place en aval de l'incinérateur sont correctement conçus et exploités. L'étude d'impact doit donc s'intéresser surtout à la marche dégradée. Il faut noter que la quantité de plomb émise par un incinérateur ne dépend pas de la concentration moyenne en plomb des

déchets traités, mais de la spéciation du plomb entrant et des dispositifs de traitement des gaz. En règle générale les dispositifs destinés à réduire le rejet de gaz acides ou de dioxines et furanes sont des compléments efficaces à la réduction des rejets de plomb.

1.2. Devenir dans l'environnement

1.2.1. Air

L'atmosphère est le vecteur principal de transport et de distribution du plomb vers les autres compartiments environnementaux. Les dépôts de plomb se font principalement à proximité de la source émettrice. Le plomb adsorbé sur des particules de très petite taille (<1 µm) peut cependant être transporté sur de très longues distances.

1.2.2. Sol

La quantité de matière organique, la salinité et le pH influencent le comportement du plomb déposé sur le sol. La matière organique fixe fortement le plomb, empêchant tout transfert vers les autres compartiments environnementaux et les organismes animaux et végétaux. La migration du plomb est favorisée dans les sols acides car il se trouve alors sous forme dissoute. Dans le cas général, le plomb est peu mobile dans le sol.

Le plomb atmosphérique ou présent dans le sol est une source importante d'enrichissement des poussières domestiques en plomb (2).

1.2.3. Eau

Les concentrations de plomb dans les eaux de surface ou les eaux souterraines sont généralement faibles en raison d'une faible migration du plomb dans le sol et d'une adsorption importante sur les sédiments.

Les teneurs en plomb dans l'eau d'alimentation humaine proviennent essentiellement des contacts et échanges avec les canalisations et les raccords en plomb du réseau d'adduction en eau potable. Les échanges sont favorisés en présence d'eaux agressives.

1.2.4. Alimentation

La contamination des aliments intervient essentiellement lors de la phase de production et des échanges avec les matériaux dans lesquels ils sont emballés (boîtes de conserves, capsules de bouteille...). Pour les productions animales ou végétales se trouvant à proximité d'émetteurs industriels, la situation peut être différente.

Les légumes peuvent être contaminés selon deux processus :

- par dépôt foliaire de particules dont on considère que la plus grande partie est éliminée par le lavage et l'épluchage ;
- par absorption racinaire de plomb (dissout) contenu dans le sol mais avec un faible facteur de transfert (3).

Les animaux sont contaminés soit par ingestion de sol lorsqu'ils paissent soit par inhalation.

Du fait de la non bio-concentration du plomb (2), l'alimentation à partir de produits locaux ne devrait pas concourir de façon notable à l'exposition sauf si elle représente une part importante de l'alimentation totale et que :

- Soit les conditions locales favorisent la migration du plomb (pH faible)
- Soit les teneurs dans les sols sont très importantes et conduisent, même avec un faible facteur de transfert, à des contaminations importantes.

2. Plomb et santé

2.1. Modalités d'expositions de la population au plomb

L'exposition de la population au plomb se fait par des voies multiples dont les principales sont :

- l'ingestion d'aliments contenant du plomb (après pénétration foliaire dans les végétaux, concentration dans les tissus ou liquides comestibles d'origine animale ou contamination lors de la production ou la conservation des denrées) ;
- la déglutition, après portage main-bouche, des poussières et des écailles déposées sur les sols dans l'habitat (notamment par dégradation des anciennes peintures au plomb) ou à l'extérieur ;
- la consommation d'eau de boisson chargée lors de son séjour dans des canalisations riches en plomb (conduites ou soudures) ;
- l'inhalation de poussières fines émises dans l'atmosphère à partir de sources générant du plomb (activités minières et métallurgiques, aérosols mêlés aux gaz d'échappement des véhicules à moteur...) (1).

Peuvent s'y ajouter l'exposition professionnelle ou para professionnelle (portage de plomb au domicile par des salariés exposés) ainsi qu'une exposition lors des loisirs (poteries, émaux, soldats ou miniatures en plomb). En revanche, la pénétration cutanée est rarement considérée sauf parfois lorsque le plomb est sous forme organique (1).

Dans un environnement industriel, une attention particulière doit être portée sur l'exposition via le sol et les poussières qui perdure après l'arrêt des émissions industrielles (4) (1). De nombreux travaux (dont (5), (6), (7)) soulignent l'importance du sol et des poussières dans l'exposition des populations au plomb. Les particules du sol (directement ou via leur transfert vers les poussières du domicile (6), (7)) peuvent être ingérées par les adultes et par les enfants par contact main bouche non intentionnel, géophagie ou inhalation de poussières (5), (8). Une étude (9) chez des enfants à Rochester (U.S.) indique que c'est la teneur en plomb des poussières qui expliquait la plus grande part de la variance de la plombémie. Une revue d'études (6) indique une corrélation positive entre teneur en plomb du sol et plombémie.

2.2. Toxicocinétique et principaux effets toxiques du plomb

2.2.1. Toxicocinétique

Le métabolisme du plomb est important à connaître pour mieux comprendre l'intoxication, notamment les différences observées entre enfants et adultes, ou chez la femme enceinte et le fœtus.

Les voies d'absorption du plomb sont principalement digestive et respiratoire. L'absorption percutanée n'est notable que pour les dérivés organiques.

En milieu professionnel, la voie d'absorption principale n'est respiratoire qu'en cas d'exposition à des vapeurs ou à des fumées de plomb. La rétention varie entre 40 et 70 %, selon la taille des particules et la solubilité des composés. Chez les travailleurs exposés à des poussières de plomb, l'absorption est principalement digestive : les particules qui sont inhalées et dont le diamètre aérodynamique est supérieur à 5 µm se déposent dans l'arbre respiratoire, elles sont drainées vers le carrefour aéro-digestif, par l'ascenseur muco-ciliaire et finalement dégluties ; par ailleurs, le plomb est directement ingéré, en raison du port à la bouche des mains, des cigarettes, d'objets, voire d'aliments contaminés.

En population générale, c'est aussi l'absorption digestive qui prédomine. La principale source d'intoxication par le plomb est constituée par des peintures anciennes contenant du plomb et les enfants se contaminent en ingérant des écailles de peintures ou en portant à leur bouche leurs mains ou des objets contaminés par les poussières riches en plomb libérées par les peintures quand celles-ci se dégradent. L'autre source notable du métal, pour la population générale, est l'eau de boisson.

Chez l'adulte, 5 à 10 % du plomb ingéré sont absorbés alors que chez l'enfant, l'absorption est comprise entre 30 et 55 %. Les régimes carencés en fer ou en calcium, augmentent l'absorption du plomb.

Le plomb sanguin ne représente que 1 à 2 % de la quantité présente dans l'organisme. Dans le sang, 98 % du métal sont dans le globule rouge. Les tissus mous (surtout le rein, mais aussi le foie, la rate, le cerveau) contiennent 5 à 10 % de la dose interne qui représentent la quasi-totalité du plomb biologiquement actif. Plus de 90 % du pool de plomb chez l'adulte (et plus de 75 % chez l'enfant) sont osseux. Dans l'os, seul le plomb présent au niveau de la moelle est biologiquement actif. La plus grande partie du stock osseux est liée à l'os compact ; elle ne produit pas d'effet toxique, mais elle peut être relarguée massivement en cas de déminéralisation (ostéoporose, tumeur osseuse, immobilisation prolongée) ; de même, le pool de plomb biologiquement actif augmente pendant la grossesse et l'allaitement. Le plomb franchit facilement la barrière placentaire et à la naissance, les plombémies de la mère et de l'enfant sont peu différentes.

L'excrétion du plomb est principalement urinaire. L'excrétion lactée est faible. A l'arrêt de l'exposition au métal, la décroissance de la plombémie est biphasique avec une première période dont la demi-vie est voisine de 30 jours et une phase terminale, correspondant au compartiment osseux, de demi-vie supérieure à 10 ans. Ces demi-vies sont très augmentées, en cas d'insuffisance rénale.

2.2.2. Effets toxiques

Le plomb perturbe de nombreuses voies métaboliques et différents processus physiologiques. Les principaux organes cibles sont le système nerveux central, les reins et la moelle osseuse.

1. Effets sur le système nerveux central

Ils diffèrent selon l'importance de l'exposition.

Une intoxication importante peut provoquer une encéphalopathie avec hypertension intracrânienne se traduisant par une apathie, des céphalées, des vomissements, puis une confusion, une somnolence, des troubles de l'équilibre, suivies d'un coma et de convulsions pouvant conduire à la mort. Des séquelles neurologiques et comportementales importantes

peuvent être observées : retard psychomoteur, épilepsie, cécité, hémiparésie. Ces formes graves de l'intoxication peuvent être observées lorsque la plombémie dépasse 700 (et généralement 1 000) $\mu\text{g/l}$, chez l'enfant, 2 000 $\mu\text{g/l}$, chez l'adulte.

Des intoxications moins sévères peuvent être à l'origine d'irritabilité, de troubles du sommeil, d'anxiété, de perte de mémoire, de confusion et de fatigue ; elles correspondent à des plombémies comprises entre 500 et 700 $\mu\text{g/l}$, chez l'enfant.

Les effets infracliniques sont les plus courants et se traduisent par un retard léger du développement psychomoteur et une diminution de l'acuité auditive. Les travaux récents montrent que les effets neurotoxiques du plomb sont sans seuil ; il existe une corrélation inverse entre la plombémie et le quotient intellectuel qui persiste, même lorsque la plombémie est inférieure à 150 $\mu\text{g/l}$: une perte de 1 à 2 points de QI est observée lorsque la plombémie passe de 100 à 200 $\mu\text{g/l}$.

Les troubles mentaux organiques induits par le plomb sont durables. Des études longitudinales ont montré que les individus intoxiqués pendant leur petite enfance conservent un déficit cognitif quelques années plus tard et encore, pendant l'adolescence et à l'âge adulte.

2. Effets rénaux

Une exposition élevée peut être à l'origine d'une tubulopathie proximale avec syndrome de Toni-Debré-Fanconi (hyperaminoacidurie – glycosurie – hypercalciurie – hyperphosphaturie) ; ce tableau correspond à des contaminations massives avec une plombémie supérieure à 700 $\mu\text{g/l}$. Des atteintes tubulaires plus discrètes, se traduisant par une fuite urinaire de protéines de faible poids moléculaire et une enzymurie, peuvent être observées à des niveaux d'imprégnation plus faibles (dès 400 $\mu\text{g/l}$).

Une atteinte tubulo-interstitielle et glomérulaire responsable d'une insuffisance rénale chronique, peut faire suite à une exposition prolongée à un niveau correspondant à une plombémie supérieure à 600 $\mu\text{g/l}$.

3. Effets hématologiques

Le plomb a une action inhibitrice sur la synthèse de l'hémoglobine et peut provoquer des anémies normochromes et normocytaires. Il inhibe diverses enzymes et principalement, la déshydratase de l'acide delta-aminolévulinique (ALA) et l'hème synthétase, ce qui entraîne une accumulation de l'ALA dans le sang et les urines (ALAU) et des protoporphyrines-zinc dans les hématies (PPZ). C'est pourquoi, le dosage de l'ALAU et des PPZ est parfois utilisé à des fins de diagnostic. Le plomb diminue également la durée de vie des hématies et modifie le métabolisme du fer.

Les anémies des enfants intoxiqués par le plomb sont souvent hypochromes et microcytaires, parce qu'une carence en fer est fréquemment associée à l'intoxication saturnine.

4. Effets sur les os

Une exposition importante peut être à l'origine de bandes radio-opaques denses (versant métaphysaire des cartilages de conjugaison des os longs).

5. Effets sur la reproduction

Les effets sont divers : hypofertilité masculine avec altération de la production de spermatozoïdes, tératospermie augmentée, modification des taux de testostérone, LH, FSH ; diminution du développement staturopondéral et psychomoteur de l'enfant, augmentation des cas d'hypotrophie et d'avortements spontanés, prématurité, en cas d'exposition pendant la grossesse.

6. Effets cancérogènes

Seules des études récentes chez l'adulte en milieu professionnel suggèrent un effet cancérigène du plomb (poumon, estomac et peut-être vessie). Le Centre International de Recherche sur le Cancer a classé le plomb inorganique et ses composés dans le groupe 2B, celui des cancérogènes possibles pour l'homme. Les preuves sont principalement issues des études animales et sont très limitées en population humaine.

L'agence américaine pour la protection de l'environnement a classé ces mêmes composés dans le groupe B2 dans lequel sont rangées les substances probablement cancérogènes pour l'homme.

7. Autres effets

En cas d'intoxication massive, on peut parfois observer une hépatite cytolitique.

La colique du plomb est rare chez l'enfant, par contre des douleurs abdominales intermittentes sont plus fréquentes, associées à une constipation, voire à l'anorexie.

3. Populations à risque

3.1. Les jeunes enfants

Lorsqu'ils sont exposés à la présence de plomb dans l'environnement, les enfants, particulièrement ceux âgés de moins de 6 ans, constituent une population à risque pour plusieurs raisons :

- pendant les premières années de sa vie, l'enfant porte spontanément les mains et les objets à la bouche. Il ingère ainsi une grande quantité de poussières. Dans certaines conditions, ce comportement peut aller jusqu'à l'ingestion de particules non alimentaires (syndrome de PICA) telles que de la terre ou des écailles de peintures. Ces dernières peuvent être très riches en plomb ;
- près de 50 % du plomb ingéré passe dans le sang (10 % uniquement chez l'adulte) ;
- pour une même imprégnation, les effets toxiques du plomb sont plus importants et plus sévères que chez l'adulte, en raison des processus de développement cérébral ;
- enfin, le plomb passe la barrière transplacentaire et l'intoxication peut commencer dès la vie intra-utérine.

3.2. Les autres populations

Du fait du passage de la barrière transplacentaire, **les femmes enceintes** constituent également une population sensible en raison de la toxicité sur le fœtus.

Les **travailleurs exposés au plomb** subissent une imprégnation importante, susceptible d'entraîner des effets toxiques.

Lors d'une imprégnation chronique au long cours, comme c'est le cas, notamment, pour **des personnes âgées**, il peut y avoir mobilisation du plomb stocké dans les os vers les tissus mous lors des phénomènes de déminéralisation fréquents à cet âge.

4. Dépistage de l'intoxication par le plomb

4.1. Définition et principe

Un dépistage est une action de santé publique. Selon l'OMS, le dépistage consiste à identifier de manière présomptive, à l'aide de tests appliqués de façon systématique et standardisée, les sujets atteints d'une maladie ou d'une anomalie passée jusque-là inaperçue. Les tests de dépistage doivent permettre de faire le partage entre les personnes apparemment en bonne santé mais qui sont probablement atteintes de la maladie ou de l'anomalie donnée et celles qui en sont probablement exemptes. Ils n'ont pas pour objet de poser un diagnostic (10).

En d'autres termes, les bienfaits attendus du dépistage concernent l'identification d'une sous-population, au sein d'une population par exemple exposée à un facteur de risque environnemental, qui a une probabilité plus élevée d'être atteinte d'une maladie donnée. C'est cette sous-population qui bénéficiera d'investigations à visée diagnostique (c'est-à-dire d'un diagnostic précoce) et le cas échéant d'un traitement (11).

Depuis le début des années 90, la politique du dépistage du saturnisme s'est peu à peu développée chez le jeune enfant. Il est préconisé d'effectuer un primo-dépistage des enfants de 1 à 6 ans présentant des facteurs de risque d'exposition (12). Les stratégies de dépistage furent d'abord développées auprès des enfants potentiellement exposés au plomb des peintures dans les habitats anciens et dégradés (13). Le tableau 1 présente les modalités simplifiées de prise en charge des enfants selon leur plombémie définies en 1993 par la commission de toxicovigilance (14).

TABLEAU 1. Modalités simplifiées de prise en charge des enfants selon leur plombémie, d'après (14).

Classe de gravité	Plombémie en µg/l	Action / Interprétation
I	Inférieure à 100	Absence d'intoxication Suivi de la plombémie de l'enfant jusqu'à l'âge de 3 ans s'il appartient à un groupe à risque
IIa	100 à 149	Suivi de la plombémie tous les 3-4 mois jusqu'à l'âge de 3 ans Mise en place d'actions de prévention primaires en cas de dépistage d'un nombre important d'enfants dans une communauté
IIb	150 à 249	Bilan clinique (recherche d'anémie) Contrôle de l'environnement (enquête environnementale et réduction voire suppression des sources d'exposition) Suivi de la plombémie tous les 3-4 mois
III	250 à 449	Bilan hospitalier Contrôle de l'environnement
IV	450 à 699	Bilan hospitalier en urgence pour traitement Contrôle de l'environnement
V	supérieure à 700	Hospitalisation en urgence Contrôle de l'environnement

Concernant le développement de la politique de dépistage en France, l'expertise collective INSERM (1) a récemment formulé les recommandations suivantes :

- « mettre en place une stratégie de dépistage de l'intoxication au plomb chez les enfants vivant dans un habitat ancien dégradé ou à proximité d'un site industriel exposé. »
- « mettre en place un dépistage ciblé sur les femmes enceintes dans les zones identifiées à risque »

4.2. Plombémie, base du dépistage

Les signes cliniques de l'intoxication par le plomb sont très peu spécifiques (irritabilité, apathie, troubles du sommeil...) à des niveaux qui, néanmoins, peuvent entraîner chez le jeune enfant ou chez le fœtus des atteintes irréversibles. Il faut donc recourir à des marqueurs biologiques pour évaluer l'exposition au plomb et la gravité d'une éventuelle intoxication.

La plombémie est le meilleur indicateur de l'exposition récente au plomb. A l'état d'équilibre, c'est aussi un bon témoin de la dose interne du métal. La plombémie est donc utilisée comme marqueur biologique de l'intoxication par le plomb dans le cadre du dépistage et du suivi de l'intoxication par le plomb.

4.3. Populations cibles et objectifs du dépistage

4.3.1. *Enfant de moins de 6 ans*

A l'heure actuelle, il est admis que la plombémie témoignant d'une exposition élevée chez l'enfant est de 100 µg/l (14). L'objectif du dépistage est donc d'assurer la prise en charge des enfants qui présentent une plombémie supérieure à 100 µg/l :

- ces enfants doivent faire l'objet d'une surveillance biologique et de conseils diététiques ;
- les sources de plomb qui contribuent à l'exposition individuelle de l'enfant doivent être recherchées par une enquête environnementale et des mesures individuelles pour réduire l'exposition doivent être recommandées ;
- parmi ces enfants, ceux dont la plombémie excède 250 µg/l doivent faire l'objet d'une prise en charge médicale car il peut être nécessaire de leur prescrire un traitement chélateur et ils doivent être soustraits dès que possible à leurs sources d'exposition.

4.3.2. *Femme enceinte*

Compte tenu de la sensibilité du fœtus, notamment pendant le développement du système nerveux, une plombémie de 100 µg/l chez la femme enceinte peut être considérée comme un LOAEL pour le fœtus (15). Sur la base de ce niveau de plombémie, la Food and Drug Administration a fixé l'apport alimentaire journalier tolérable à 250 µg de plomb duquel a été déduite une valeur maximale recommandée de 25 µg par jour par application d'un facteur de sécurité de 10. Il apparaît donc pertinent de considérer la population des femmes enceintes, voire des femmes en âge de procréer, comme des populations particulièrement sensibles vis-à-vis de l'exposition au plomb pour lesquelles des doses maximales d'exposition doivent être spécifiquement recommandées.

Cependant, à l'exclusion du cadre professionnel, aucune stratégie de dépistage chez la femme enceinte n'a encore été définie en France, pour aucune des sources d'exposition potentielles (plomb des peintures, plomb hydrique, plomb émis par des sites industriels). Les objectifs du dépistage (prévenir l'exposition de l'enfant in utero, repérer pour surveiller le plus précocement possible les nourrissons « à risque »...), les modalités du dépistage (dépistage systématique ou proposé à toutes les femmes enceintes présentant des facteurs de risque d'exposition actuelle et passée ou proposé à des femmes enceintes incluses dans des programmes ponctuels centrés sur une zone à risque), la nature de l'information à apporter à la femme quant à la signification du résultat de sa plombémie et les modalités de prise en charge médico-sociales n'ont, en particulier, pas encore été débattues par les experts.

Dans le prolongement de l'expertise collective de l'INSERM, un travail spécifique devrait s'engager sur le dépistage chez la femme enceinte. Il sera d'ailleurs peut-être nécessaire d'envisager la mise en place de programmes expérimentaux et leur évaluation avant de formuler des recommandations définitives sur les stratégies à mettre en œuvre. C'est pourquoi, il semble prématuré qu'à l'occasion de ce document et de celui concernant l'organisation des programmes de dépistage, la mise en place de tels programmes chez la femme enceinte soit abordée.

Par ailleurs, la réalisation du diagnostic des expositions tel que préconisé dans ce document devrait permettre de définir la nature des mesures de réduction de l'exposition pour la population générale et les populations sensibles que sont les enfants et les femmes enceintes. A cette occasion, l'objectif de prévention primaire de voir réduire ou éviter des expositions excessives chez le fœtus pourra donc être poursuivi par la mise en place des mesures de réduction de l'exposition qui seront préconisées, qu'un programme de dépistage soit engagé ou non chez les enfants.

Enfin, dans le cas où un programme de dépistage serait mis en place chez le jeune enfant, les résultats de celui-ci (plombémies élevées chez des enfants de 12 à 18 mois) devraient permettre d'argumenter la nécessité ou non de mesures de prévention spécifiques chez les femmes enceintes ou en âge de procréer.

Partie 2

Mise en œuvre d'une estimation des expositions

1. Objectif et méthodes

L'objectif opérationnel de cette étape est d'estimer les doses (externes) de plomb auxquelles est exposée la population. La plombémie prévisible au sein de la population en sera déduite. En fonction du niveau de cette plombémie calculée, des seuils de décision sont proposés pour la mise en œuvre ou non d'un dépistage. Cette démarche est présentée sous forme de logigramme dans la figure 1.

Remarques :

Il est fortement recommandé d'éviter une évaluation sommaire avec des scénarios trop majorants. Le guide se veut être utile aux services pour proposer une démarche alternative documentée pour faire face à une demande de mise en place urgente d'un dépistage.

Cette démarche visant à estimer les expositions, qui peut s'avérer coûteuse (car elle nécessite souvent de recourir à des analyses environnementales), peut concourir à l'objectif plus global de fournir à l'autorité sanitaire tous les éléments d'information nécessaires pour décider d'actions de prévention sanitaire visant à réduire à des niveaux acceptables l'exposition de l'ensemble de la population, qu'un programme de dépistage ait été mis en place ou non.

Si les informations déjà disponibles permettent de façon flagrante de préconiser une réduction importante de l'exposition alors ces mesures conservatoires doivent être engagées sans attendre.

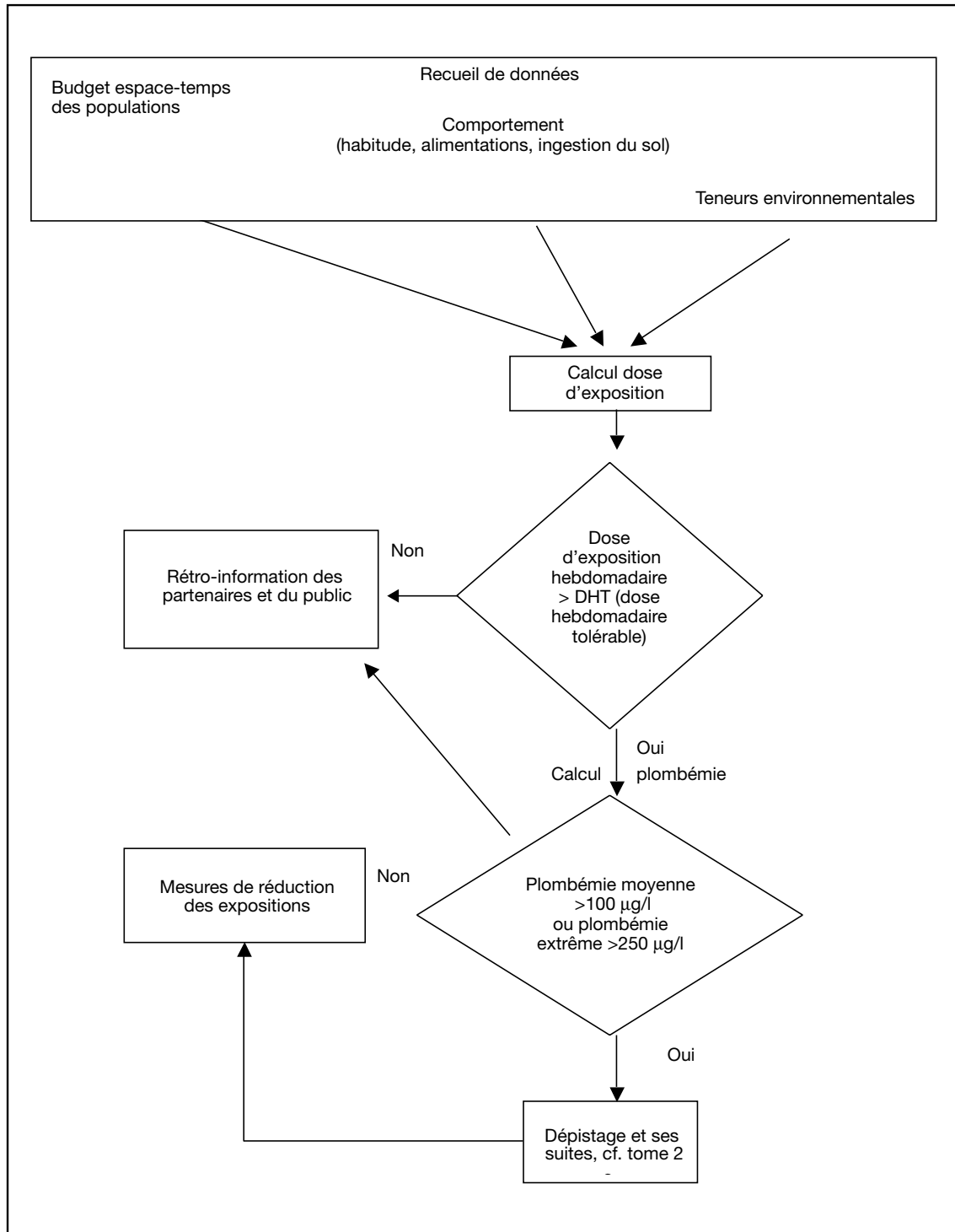
2. Quels sont les partenaires à mobiliser ?

S'agissant de fournir des éléments d'aide à la décision concernant des mesures de prévention sanitaire, notamment la pertinence d'un dépistage et l'identification des populations devant en bénéficier, la responsabilité de mettre en place un programme pour évaluer les expositions incombe à l'autorité sanitaire, c'est à dire soit le maire de la commune soit le Préfet (Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales).

Cependant, les informations nécessaires à l'évaluation de ces expositions à partir d'un diagnostic environnemental sont dispersées. Il est donc indispensable de rassembler, autour de **la DDASS (du SCHS) et sous l'autorité du Préfet (du Maire)**, au sein d'un groupe de pilotage toutes les compétences requises à leur bonne utilisation et interprétation. On peut citer, sans ordre préférentiel et sans exhaustivité (les spécificités locales devant être intégrées au cas par cas) les organismes et administrations suivants :

- **l'inspection des installations classées dont la DRIRE** assure la coordination. Elle sera l'interlocuteur de l'industriel et elle pourra aussi apporter sa connaissance de l'établissement, notamment les éléments déjà disponibles : études d'impact, études des sols, surveillance des rejets et de l'environnement,.... En tant que de besoin, au titre de la législation des installations classées, des investigations complémentaires pourront être demandées à l'exploitant notamment pour la caractérisation de l'impact de ses activités au voisinage du site ;

FIGURE 1. Organisation schématique d'un dépistage des imprégnations au plomb autour de sites industriels



- La Direction Régionale du Travail de l'Emploi et de la Formation Professionnelle et le médecin du travail (service de prévention des risques professionnels de la CRAM).
- Le médecin toxicologue du centre anti-poison.

La première tâche de ce groupe sera de collecter et analyser les données disponibles et nécessaires afin de mener à bien les deux premières étapes :

1. Déterminer la zone d'influence du site industriel ;
2. Choisir les populations devant faire l'objet d'une évaluation des expositions (choix des scénarios et voies d'exposition).

Il aura ensuite à se prononcer sur la pertinence du dépistage au vu des expositions et selon les critères proposés dans ce document.

On cherchera à respecter le principe de séparation entre expertise et décision en ne confiant au comité de pilotage qu'un rôle technique d'évaluation des expositions et de formulation de conseil quant à la pertinence d'un dépistage.

On distinguera ainsi les phases d'évaluation, de décision et d'information des acteurs.

Les représentants des citoyens devront, dans un souci de transparence, être informés des objectifs du projet et de son état d'avancement, d'autant plus si une inquiétude s'est manifestée au travers de la création d'une association de défense de l'environnement par exemple. De même **l'industriel** (qui fournira au comité les informations en sa possession permettant d'évaluer les expositions) devra être tenu au courant des activités du comité de pilotage.

3. Comment déterminer la zone d'influence du site industriel ?

La détermination de la zone d'influence du site industriel est importante car elle conditionne la population qu'il faudra considérer et caractériser en vue d'un éventuel dépistage. Les étapes nécessaires à cette détermination sont les suivantes :

- décrire l'environnement du site industriel notamment en termes topographiques, météorologiques et hydrologiques ;
- connaître la nature et les quantités ou concentrations des rejets en plomb (liquides, solides, gazeux) de l'industrie visée ;
- recenser les activités des populations sur le site et ses alentours ;
- estimer la contamination des milieux d'exposition avec lesquels les populations entrent en contact (air, eau, alimentation, sol).

3.1. Description de l'environnement du site

La description de l'environnement du site industriel nécessite de recueillir des données auprès de différentes sources d'information. Ceci doit être réalisé sur un secteur délimité de façon suffisamment large pour inclure la zone d'influence qui sera défini a posteriori à partir des informations recueillies relatives à l'environnement du site, l'activité industrielle et la contamination des milieux d'exposition.

3.1.1. Géographie, topographie, météorologie, hydrologie

Les informations recherchées doivent permettre d'évaluer les transferts de pollution et donc la contamination potentielle des milieux.

Les renseignements d'ordre géographique (situation par rapport à l'industrie) et topographique (relief) peuvent être obtenus en compulsant la carte IGN au 25 000^{ème} de la région

(<http://www.ign.fr>). Des documents d'urbanisme (P.O.S., ...) sont consultables en mairie ; l'étude d'impact de l'industrie si elle existe est disponible au niveau des services de la DRIRE.

Les renseignements concernant la météorologie (rose des vents...) et l'hydrologie (écoulements des eaux superficielles et souterraines) sont à rechercher dans l'étude d'impact si elle existe, auprès de Météo France ou encore dans des études hydrogéologiques particulières (préalables à la définition de périmètres de protection de captages d'eau par exemple).

3.1.2. Utilisations de l'espace et activités des populations

L'utilisation de l'espace et les activités des populations dans l'environnement du site influent sur les modalités d'exposition de la population et seront nécessaires pour déterminer la population exposée, c'est à dire celle qui est en contact avec les milieux contaminés.

Les informations (POS, INSEE) sur l'habitat permettent de connaître :

- La répartition entre habitat collectif et individuel (et donc la présence potentielle de jardins et potagers individuels) ;
- L'ancienneté des logements, et donc la possibilité de présence de peintures contenant du plomb.

Les renseignements sur les établissements recevant du public (mairie) permettent de déterminer des lieux (écoles, crèches...) d'exposition autres que les domiciles.

L'occupation du sol (Recensement général agricole - Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt) et les activités agricoles renseignent sur la possibilité d'une exposition via la chaîne alimentaire pour les exploitants ou des consommateurs réguliers de produits cultivés ou élevés localement.

3.1.3. Utilisation des aquifères locaux pour la production d'eau potable

La description du système d'adduction d'eau (DDASS, collectivité ou société gestionnaire de la fourniture d'eau) permet d'identifier des populations qui seraient alimentées par des eaux pouvant contenir du plomb si la ressource était affectée par les rejets industriels.

Cette description sera également l'occasion de documenter l'exposition via l'eau de consommation, indépendamment du site industriel, en vue de quantifier les expositions (cf. chapitre V). On cherchera à déterminer si le système de distribution comprend des éléments (canalisations, branchements...) contenant du plomb et la qualité de l'eau (agressivité vis à vis des métaux, éventuelles analyses de plomb en distribution – dans ce cas se faire préciser les modalités de prélèvements).

3.2. Industrie et ses émissions

Les informations concernant l'industrie et ses émissions sont à recueillir dans l'étude d'impact si elle existe, auprès de l'inspection des installations classées (DRIRE) et de l'industriel. Elles seront utiles pour délimiter la zone susceptible d'être à risque et éventuellement les concentrations en plomb dans les milieux d'exposition.

3.2.1. Historique des activités industrielles sur le site

Il est utile de mener une étude historique pour rassembler des données sur l'activité, et le cas échéant les autres sources industrielles passées lorsque les données de surveillance ne sont pas disponibles. Sa finalité est de documenter les formes ainsi que les quantités (pour modéliser la zone d'influence) de plomb émises.

La date de création de l'entreprise, les éventuelles activités sur le site avant sa création, l'évolution de la production industrielle en termes de quantités produites, de procédés mis en œuvre, de matières premières utilisées sont relevées.

Les chambres de commerce, l'inspection départementale du Travail et le service de prévention des risques professionnels de la CRAM peuvent être des sources d'information complémentaires à l'inspection des installations classées.

3.2.2. Rejets aériens

Les rejets à l'atmosphère des industries du plomb peuvent se faire, soit, via des émissaires (émissions canalisées), soit, de manière diffuse par des ventilations d'atelier, événements ou envols de poussières... Les émissions diffuses peuvent être supérieures en flux aux rejets canalisés.

Si la connaissance des rejets actuels permet de renseigner l'exposition par inhalation des populations riveraines, il importe également de connaître aussi précisément que possible les rejets passés. En effet l'appréciation de l'étendue et l'importance de la contamination des sols (et donc l'exposition par ingestion de sol) dépend également des rejets historiques dans la mesure où le plomb est peu mobile.

1. Emissions diffuses

Il convient d'abord d'envisager l'ensemble des émissions possibles (dont les crassiers) pour ensuite tenter de les hiérarchiser afin de déterminer celles que l'on aura intérêt à quantifier.

Les études de quantification et dispersion des rejets pour les émissions diffuses sont complexes, coûteuses et longues.

La zone d'influence des émissions diffuses est inférieure à 500 m sauf cas particulier comme un crassier de grande hauteur. En l'absence de cas particulier la zone d'influence sera considérée par rapport au rayon de 500 m et à la modélisation des principaux rejets canalisés.

2. Emissions canalisées

Les points de rejets doivent être identifiés avec indication des flux et conditions de rejet : hauteur, vitesse et température d'éjection... Le dispositif épurateur, sa date de mise en service, son temps de fonctionnement, sa fiabilité sont également des éléments à prendre en compte. Si la métrologie est utilisée, les modalités (durée des prélèvements...) doivent être précisées afin de juger de leur représentativité. La mise en œuvre des prélèvements et analyses sur ces émissions est précisée par des textes réglementaires et des guides techniques adoptés dans le cadre de la législation sur les installations classées.

3.2.3. Rejets liquides

Les eaux rejetées susceptibles d'être polluées sont les eaux de procédé et les eaux de ruissellement sur les toitures et surfaces imperméabilisées pouvant être contaminées via les rejets aériens ou des déchets solides. On indiquera les volumes et flux rejetés ainsi que les procédés épuratoires, leurs performances et fiabilité. On précisera les milieux récepteurs.

3.2.4. Rejets solides

Les déchets solides peuvent occasionner une exposition de la population par envol de poussières (cf. rejets aériens) ou s'ils sont stockés dans de mauvaises conditions. Les volumes produits ainsi que les modalités de stockage ou d'évacuation seront précisés à l'aide de l'étude déchets si elle existe.

3.3. Contamination des milieux d'exposition

La détermination de la zone géographique dans laquelle les sources de plomb font craindre des expositions élevées nécessitant de mettre en place une prise en charge des personnes est un préalable indispensable pour définir la population d'étude. Cette zone dépend de l'étendue de la contamination par le plomb des différents milieux au contact de la population : air, sol, alimentation, eau.

3.3.1. Contamination de l'air

La zone où l'atmosphère présente des teneurs en plomb non négligeables peut être déterminée par :

- la métrologie environnementale ;
- la modélisation de la dispersion à partir des sources d'émissions canalisées ;
- l'utilisation de bio-indicateurs.

L'utilisation de bio-indicateurs (lichens, mousses...) ne fournit pas d'informations quantitatives utiles permettant d'estimer le niveau de contamination des milieux. En revanche, sur un plan qualitatif, cette connaissance peut, en l'absence d'autres sources, aider à délimiter la zone impactée par les rejets.

L'utilisation de la modélisation ne peut être envisagée que si les points de rejets sont peu nombreux (ou bien regroupés dans un périmètre restreint), bien caractérisés et si l'on dispose de données météorologiques adaptées. Une modélisation de la dispersion devrait normalement figurer dans les études d'impact pour les installations dont l'autorisation d'exploiter est récente. C'est la seule méthode envisageable pour les rejets historiques et futurs. Pour le choix d'un modèle de dispersion, on pourra se référer aux travaux conduits par l'INERIS, reproduits en annexe 1. A ce stade un modèle simple (gaussien) de dispersion est, en général, suffisant. La modélisation des rejets diffus si elle n'est pas à recommander à ce stade peut servir dans une phase ultérieure de réduction des expositions à identifier les sources d'émission contribuant à l'exposition.

La métrologie environnementale permet de déterminer la zone d'influence d'un rejet mais également le niveau de contamination de l'atmosphère, ce qui peut être utile pour le calcul des expositions (cf. chapitre correspondant). Pour déterminer une zone d'influence, une mesure des retombées de poussières peut suffire. Par contre l'estimation des expositions requiert la

connaissance des concentrations ambiantes dans les lieux fréquentés par la population (cf. chapitre correspondant).

En l'absence de données, on privilégiera, si la topographie le permet, plutôt l'utilisation d'un modèle simple de dispersion pour déterminer la zone d'influence des émissions canalisées, en raison du coût et de la rapidité de cette méthode.

3.3.2. Contamination des sols

Sauf cas particuliers (activité minière par exemple ou entraînement de particules par ruissellement), la contamination des sols au voisinage d'installations industrielles a pour origine le dépôt de particules via l'atmosphère. A moins que n'existent des données relatives à la contamination de la couche superficielle de sol, on considérera que la zone où le sol est susceptible d'être impacté recouvre la zone de contamination de l'air.

Dans le cas d'une contamination par apport de matériaux, il conviendra de recueillir des renseignements sur ces apports avant d'envisager une métrologie pour déterminer l'étendue de la contamination.

La contamination du sol par transfert hydrique ne paraît devoir être envisagée que dans le cas où l'environnement physico-chimique du plomb serait propice à sa mobilité, ce qui peut être observé, par exemple, pour des résidus miniers, dont les lixiviats sont acides et favorisent la migration du plomb sous forme dissoute.

3.3.3. Contamination des aliments

Une surexposition via les aliments ne peut s'envisager que dans le cas d'une consommation régulière de produits locaux, contaminés. Cependant, du fait de la non accumulation du plomb (du moins pour ses formes minérales, peu biodisponibles, émises notamment - par les activités métallurgiques) dans les aliments, une surexposition de la population via les aliments ne devrait être observée que dans des conditions particulières comme par exemple des sols acides permettant l'absorption racinaire par les végétaux de plomb dissout.

Dans le cas d'une contamination importante des aliments locaux, il devra être vérifié qu'il n'existe pas, en dehors de la zone à risque, de population consommant régulièrement des aliments pouvant être contaminés. Ce pourrait être par exemple le cas d'une famille consommant des produits contaminés cultivés ou élevés dans un jardin proche de l'usine mais habitant à distance. Elle devrait le cas échéant être ajoutée à la population faisant l'objet d'une réflexion sur le dépistage.

3.3.4. Contamination de l'eau d'adduction

Si la description de la distribution d'eau a mis en évidence un risque significatif d'exposition par voie hydrique de zones « à distance » de l'installation (ressource en eau contaminée) ces zones devront être incluses dans la zone à risque.

NB : si l'exposition hydrique de populations « à distance » de l'installation est due à la dissolution des matériaux du réseau de distribution, le problème est à considérer dans un autre cadre que celui du dépistage à proximité des sites industriels. Cette voie d'exposition est par contre à prendre en compte pour évaluer l'exposition totale de la population exposée du fait de la source industrielle.

3.4. Zone d'influence et zone d'étude

La réflexion sur le dépistage est, dans notre cas, motivée par la présence d'un site industriel émetteur de plomb. La zone « à risque » est donc a priori la zone d'influence de l'usine. La zone d'étude (sur laquelle on va évaluer les expositions de la population) est donc a priori la zone influencée par l'usine où vivent les populations. Elle peut donc être plus restreinte que la zone d'influence du fait de lieux sans contact entre le milieu et la population. Elle peut également être plus étendue dans le cas d'une consommation à distance importante de produits contaminés. La demande sociale et/ou l'urbanisation peuvent cependant conduire à retenir une zone d'étude légèrement plus étendue que la zone d'influence de l'industrie. Il peut en effet être difficile de ne retenir qu'une partie d'une commune ou d'un quartier.

4. Quelles sont les populations concernées ?

Les personnes concernées sont celles qui vivent ou viennent pour des activités professionnelles ou récréatives dans la zone d'influence de l'industrie déterminée précédemment. Par définition, cette population est potentiellement exposée. Sa caractérisation nécessite de rassembler les informations ayant trait :

- à sa répartition ;
- à sa taille ;
- aux plaintes sanitaires déclarées ;
- aux activités conduisant à des contacts avec les milieux d'exposition.

Cette caractérisation permettra ensuite d'élaborer des scénarios d'exposition adaptés aux conditions réelles d'exposition et de connaître le nombre de personnes susceptibles de faire l'objet d'un dépistage.

4.1. Caractéristiques de la population

La répartition par classes d'âge (décennales) et catégories socioprofessionnelles (CSP) de la population est donnée par commune de résidence par le recensement général de la population (16). A noter que la répartition par CSP se fonde sur un échantillonnage au quart de la population ce qui peut être peu précis pour les communes avec peu d'habitants.

L'évolution prévisible est parfois étudiée dans des réflexions concernant l'urbanisation (P.O.S.). Cette information n'est pas utile dans le cadre du dépistage mais peut l'être dans le cadre de la réflexion sur la réduction des expositions.

4.2. Dénombrement des populations à risque

L'expertise collective (1) indique que les populations à risque et pouvant nécessiter un dépistage concernant le saturnisme sont les enfants de moins de 6 ans, les femmes enceintes et les travailleurs d'une activité industrielle utilisant ou émettant du plomb.

Le nombre d'enfants entre 0 et 6 ans peut être approché à partir des tranches d'âges décennales ou alors et par les informations fournies par l'Education Nationale (inspection

d'académie) pour les enfants scolarisés. Une estimation très précise n'est pas indispensable à cette étape où importe surtout l'ordre de grandeur.

Le nombre de travailleurs sera obtenu auprès de l'exploitant. Une distinction sera faite des travailleurs faisant l'objet d'une surveillance biologique de leur exposition au plomb.

A ce stade et en l'absence de stratégie établie pour leur dépistage, il n'est pas nécessaire de dénombrer précisément les femmes enceintes.

4.3. Informations sanitaires

On interrogera le Centre Antipoison qui anime le système de surveillance du saturnisme infantile sur l'existence de cas déjà dépistés dans la population. Bien que l'information soit en principe exhaustive, on pourra interroger en parallèle les cliniciens du secteur sur leur connaissance de cas d'intoxications. Une absence de cas recensé ne peut être interprétée comme une absence de problème, les symptômes du saturnisme étant peu spécifiques.

5. Comment calculer la dose d'exposition ?

5.1. Généralités

La dose d'exposition d'une personne à un polluant résulte de la combinaison de quatre paramètres :

- les voies d'exposition ;
- la fréquence des contacts avec le polluant ;
- la durée de ces contacts ;
- la concentration du polluant dans les milieux qui seront en contact avec les personnes.

La connaissance de la population concernée et de ses activités permet de construire des scénarios d'exposition prenant en compte la fréquence et la durée des contacts avec les milieux d'exposition. La connaissance des contaminations de ces milieux par le polluant permet d'avoir accès à l'intensité de cette exposition. La combinaison de ces informations permet de calculer la dose à laquelle est exposée la population pendant la période déterminée.

Si la population concernée est peu importante, il peut être plus pertinent d'effectuer des enquêtes et prélèvements environnementaux individuels et ainsi calculer des doses individuelles plutôt que de calculer, comme cela est proposé par la suite, une estimation de dose collective au moyen de scénarios d'exposition. Cette décision est à prendre au cas par cas, au vu du meilleur rapport coût/efficacité.

Après avoir rappelé le principe du calcul de la dose d'exposition, les paragraphes suivants apportent des éléments pour construire les scénarios d'exposition et déterminer les concentrations de polluants dans les milieux d'exposition pertinents.

5.2. Principe du calcul

La dose d'exposition hebdomadaire Deh ($Deh = \sum E_{ij}$) est fonction de la durée de contact avec les milieux (notés i) par les différentes voies (notées j), de la fréquence des contacts au cours de la période d'exposition et de la concentration du polluant dans les milieux.

Pour un milieu i et une voie j :

$$E_{ij} = C_i \cdot Q_{ij} \cdot F_{ij} \cdot T \text{ (équation 1)}$$

E_{ij} : dose hebdomadaire d'exposition liée au milieu i par la voie d'exposition j (mg ou μg /semaine)

C_i : concentration du contaminant dans le milieu i (eau, sol...)

Q_{ij} : quantité de milieu i administré par la voie j par semaine

Pour certaines voies, la quantité administrée s'exprime sous la forme $Q_{ij} = Q_h \times t$

Q_h : quantité de milieu administré par heure

F_{ij} : fraction de polluant absorbée pour le milieu i et la voie j , par rapport à la voie alimentaire. On prendra $F=1$ dans notre cas.

T : durée d'exposition en heures au cours d'une semaine.

On réalise deux estimations : une moyenne correspondant aux expositions les plus fréquentes et une majorante correspondant aux individus les plus exposés.

On calcule une **estimation moyenne** représentant la dose reçue (dose externe) par un enfant ayant un comportement moyen dans un environnement moyen d'une part. Il s'agit donc d'estimer la dose **la plus fréquente**. On utilise dans ce cas la teneur médiane en plomb dans les poussières.

D'autre part, on calcule la dose reçue par un enfant ayant un comportement ou un environnement défavorable du point de vue de l'ingestion de poussières qui est la voie d'exposition a priori la plus contributive (celle qui influe le plus sur la dose ingérée). On utilise dans ce cas successivement la borne supérieure de la gamme de concentrations de plomb dans les poussières et la valeur élevée du taux d'ingestion de poussières (cf. tableau 4). Il est en effet peu probable que l'enfant avec un comportement main-bouche élevé soit celui qui fréquente l'environnement le plus contaminé. Il s'agit alors d'avoir une estimation raisonnablement majorante mais plausible, correspondant aux **individus les plus exposés**.

5.3. Voies et scénarios d'exposition

5.3.1. Sélection des voies d'exposition

Les voies d'exposition possibles de la population au plomb sont multiples :

- alimentation ;
- inhalation de poussières ;
- ingestion d'eau potable ;
- ingestion directe de sol et poussières domestiques ;
- contact cutané avec le sol et les poussières.

La sélection des voies d'exposition pertinentes doit être minutieuse et ne retenir que celles qui sont appropriées à la situation étudiée en s'appuyant sur la caractérisation préalable des modalités effectives de contact de la population avec le polluant dans la zone susceptible d'être à risque. Le piège à éviter est de retenir, sous prétexte de précaution en cas de manque de recueil de renseignements, des voies d'exposition non pertinentes pour la situation étudiée et ainsi d'augmenter de manière inconsidérée les estimations des doses d'exposition auxquelles sont soumises les populations concernées.

On notera que, dans tous les cas, le contact cutané paraît pouvoir être écarté car seul le plomb organique emprunte cette voie d'exposition (1). Or dans les sols, le plomb se trouve quasi exclusivement sous forme minérale ou inorganique.

Les voies d'exposition à prendre en compte sont donc l'ingestion et l'inhalation.

Il est recommandé d'élaborer un schéma conceptuel d'exposition pour sélectionner les voies d'exposition. Celui-ci rassemble, de façon simplifiée, les informations sur les émissions de polluants, leurs transferts et transformations dans l'environnement, les points de contact avec l'homme et les voies d'entrée dans l'organisme. Un exemple est présenté en annexe II.

Dans notre cas on calculera une dose hebdomadaire ingérée pour estimer la plombémie. On ajoutera (le cas échéant cf. chapitres correspondant) une contribution à la plombémie en fonction de la concentration atmosphérique.

5.3.2. Construction des scénarios d'exposition

Un scénario d'exposition décrit le comportement d'une personne supposée représentative d'une partie de la population d'intérêt pendant une période de temps déterminée, ici la semaine. La construction d'un scénario requiert une estimation du budget espace-temps, c'est à dire de la durée passée, à l'échelle de la semaine, dans chacun des lieux fréquentés par la population concernée. Par exemple, dans le cas d'une industrie implantée au sein d'une petite commune rurale on retient les scénarios suivants :

- enfant de deux ans, représentant la tranche d'âge des jeunes enfants, vivant au voisinage de l'installation, allant ou non en crèche dans la commune ;
- enfant de six ans vivant au centre de l'agglomération et allant à l'école.

Il apparaît nécessaire, dans la majorité des situations, de construire plusieurs scénarios d'exposition pour un même groupe de population, car on ne peut postuler une uniformité de comportement. En effet, l'intérêt est d'apprécier des contrastes d'exposition pour une situation donnée en fonction de différents comportements ou modes de vie, tout en restant au plus proche de la réalité. Le nombre de scénario à construire dépend de la diversité des expositions ; il faut en principe autant de scénarios que de situations contrastées. A ce titre, les scénarios choisis viseront au sein de la population vivant ou fréquentant la zone d'étude à « encadrer » les niveaux d'exposition en cherchant à répartir les scénarios des plus faibles aux plus fortes expositions attendues suivant les différents facteurs influant sur les niveaux d'exposition. Ainsi, si le lieu de résidence paraît être un paramètre important, le scénario d'un enfant résidant dans les habitations les plus proches et sous le vent de l'usine est à construire ainsi qu'un scénario d'un enfant résidant dans les habitations les plus éloignées et au vent. Des scénarios intermédiaires sont ensuite construits pour donner une bonne image du contraste d'exposition dû au lieu de résidence. Ces scénarios sont ensuite à croiser avec les scénarios faisant intervenir un autre facteur à prendre en compte au vu du schéma conceptuel des expositions (exemple : manger ou non des végétaux produits localement, fréquenter ou non un lieu public contaminant, boire ou non l'eau d'un puits contaminé...). Suivant la complexité du schéma des expositions, le nombre de scénario se trouve ainsi multiplié. Cependant, pour ne pas alourdir inutilement la démarche dans des cas simples, un scénario défavorable pourra être suffisant si celui ci ne conduit pas à conclure à une sur-exposition.

Pour tenir compte de la variabilité individuelle des modalités d'exposition au sein d'une même population, plusieurs estimations de l'exposition seront effectuées pour chaque scénario: une moyenne et deux défavorables (environnement ou comportement défavorable).

L'approche par scénarios de la distribution des expositions dans la population sera un renseignement important dans la prise de décision sur la mise en place d'un dépistage du saturnisme. Cette connaissance permettra également de mieux cibler, en termes de population, le dépistage éventuel à mettre en place.

Si le nombre d'enfants est peu important et/ou que l'on décide d'échantillonner l'ensemble ou une bonne partie ou un grand nombre de logements, il est alors possible d'estimer la distribution des plombémies à partir des doses calculées individuellement. On aura alors pris en compte la variabilité de l'exposition liée à la contamination de l'environnement. C'est une alternative à la construction d'un scénario « environnement défavorable ».

5.4. Données environnementales

L'exposition attribuable à l'activité industrielle est augmentée des apports généraux par l'alimentation et la consommation d'eau potable et d'éventuelles autres sources de plomb qui sont à rechercher et à documenter.

La contribution de l'alimentation et de l'eau potable (cas d'un environnement industriel) est attendue faible par rapport aux autres sources et notamment l'ingestion de sol et de poussières (1), (6), (7). On s'attachera ainsi à consentir des efforts plus importants pour gagner en précision sur les données environnementales relatives à l'air et au sol et poussières plutôt que sur l'alimentation (dont l'eau).

5.4.1. Autres sources locales de plomb

La proximité d'un site industriel émetteur de plomb a motivé la réflexion sur l'exposition des populations à ce métal. Cependant, ce site n'est pas forcément la seule source de plomb dans cette zone. La totalité des niveaux d'exposition ne saurait lui être attribuée alors que d'autres sources seraient susceptibles d'être contributives.

Il est donc nécessaire de recenser et de présenter les autres sources potentielles de plomb dans cette zone afin *in fine* de mieux définir les modalités de réduction des expositions en connaissant la contribution respective à l'exposition des différentes sources du composé toxique. Par ailleurs, cette connaissance des autres sources permet de mieux dimensionner l'enquête environnementale.

1. Habitat ancien

La présence dans la zone étudiée de nombreuses habitations construites avant 1948 laisse penser que des peintures au plomb ont pu être utilisées pour leur décoration. Avec le temps, ces peintures s'écaillent et contribuent à l'exposition des enfants qui les ingèrent. De même, des travaux de ponçage contribuent à la pollution à l'intérieur des locaux avec des poussières inhalées ou ingérées par les occupants.

L'ancienneté de l'habitat peut également laisser penser à la présence de canalisations intérieures d'eau en plomb.

2. Pollution automobile

Elle peut être considérée comme une source d'exposition à prendre en compte dans les agglomérations importantes ou à proximité d'axes routiers importants. Elle peut en revanche être négligée en zone rurale tant les concentrations atmosphériques enregistrées sont nettement inférieures à celles retrouvées en milieu urbain ; elles peuvent être négligées en termes d'incorporation de plomb dans l'organisme (1).

3. Autres sources industrielles

Si d'autres sources industrielles coexistent dans le secteur, il convient de les prendre en compte de la même manière dans la réflexion sur l'exposition des populations.

5.5. Alimentation

Du fait de la non accumulation du plomb minéral dans la chaîne alimentaire et de sa faible disponibilité vis à vis des végétaux, la consommation de produits locaux ne devrait pas, sauf cas particulier, être à l'origine d'une surexposition.

Si ce milieu d'exposition n'est pas affecté par les sources de plomb identifiées, les données à prendre en compte s'appuieront sur les estimations nationales (1) en supposant que l'alimentation des habitants de la zone d'étude ne diffère pas notablement de la moyenne des alimentations françaises. On retiendra alors les apports hebdomadaires mentionnés dans le tableau 2.

Si dans le cas général on considérera que l'alimentation par des produits locaux ne contribue pas de nature significative à une surexposition, on doit cependant envisager sa prise en compte dans deux cas :

1. Il existe des populations avec une autoconsommation importante et le sol est très contaminé si bien que malgré un taux de transfert faible, des teneurs importantes peuvent être retrouvées.
2. On n'a pas pris en compte cette sur-exposition et la plombémie calculée in fine est proche du seuil de décision.

Dans ces cas, il conviendrait de connaître les comportements alimentaires au moyen d'une enquête de terrain et ensuite de déterminer par analyse les concentrations dans les aliments les plus consommés, dans les conditions réelles de consommation (légumes lavés et épluchés).

5.5.1. Eau

Si les ressources en eau utilisées pour la production d'eau potable ne sont pas influencées par la source industrielle, si le réseau ne contient pas d'éléments en plomb et que l'eau n'est pas agressive, on peut retenir la valeur de 10 µg/l d'une concentration moyenne de plomb dans l'eau proposée par l'INSERM (1) à défaut de données locales.

TABLEAU 2. Apports hebdomadaires en plomb par l'alimentation selon l'âge (d'après (1)).

Age (années)	Apport alimentaire hebdomadaire (µg/semaine)
2	210
6	280

Si les ressources en eau sont contaminées ou si le système de distribution peut être à l'origine de teneurs élevées, on documentera les teneurs moyennes en plomb du réseau public.

Les eaux embouteillées seront considérées comme exemptes de plomb.

5.5.2. Air

Les concentrations servant de calcul à l'exposition par inhalation peuvent provenir soit de mesures aux lieux de vie retenus dans les scénarios d'exposition, soit d'une modélisation de la dispersion des flux d'émissions de plomb de l'industrie concernée. S'appuyer sur des mesures effectives d'air ambiant est en général à privilégier, pour déterminer les niveaux d'exposition, afin de prendre en compte l'ensemble des émissions (dont les diffuses) et la topographie locale, parfois complexe, que les modèles simples ne peuvent intégrer. Cependant, l'évolution des modèles, la précision voulue pour le niveau de concentration les coûts et délais peuvent orienter vers une étude de modélisation des immissions dans la zone d'étude.

1. Mesures

L'objectif est de déterminer les concentrations atmosphériques aux différents lieux de vie envisagés dans les scénarios.

Il est très important d'effectuer les mesures sur une période suffisamment longue (quelques semaines) pour qu'elles soient représentatives des conditions météorologiques moyennes des périodes de fréquentation des lieux par la population et du cycle de fonctionnement de l'entreprise. A défaut de pouvoir mesurer sur une longue période, on cherchera à se placer dans des conditions défavorables à la dispersion, à savoir vent portant vers les habitations, température supérieure et force des vents inférieurs à la moyenne annuelle. Le seuil de détection de la méthode de mesure retenue devra être inférieur à $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les concentrations à l'intérieur des locaux sont influencées par les sources extérieures (17). Si besoin est, afin d'éviter des prélèvements d'air à l'intérieur des habitations, en l'absence d'activités particulières tels des travaux de ponçage de peintures au plomb, on pourra formuler l'hypothèse, même si elle est pénalisante, que les immissions à l'intérieur des habitats ou des locaux seront considérées comme égales aux concentrations mesurées dans l'air ambiant au point de prélèvement le plus proche.

2. Modélisation

L'acquisition de la connaissance des immissions dans la zone susceptible d'être à risque peut s'appuyer sur un exercice de modélisation à partir des flux d'émissions en plomb de l'industrie concernée. Les données d'entrée nécessaires pour conduire cet exercice dans de bonnes conditions sont :

- les teneurs à l'émission en plomb à la sortie de la cheminée ;
- les caractéristiques météorologiques dans la zone (vitesse et direction des vents) ;
- les caractéristiques de rejet telles la hauteur de la cheminée et la température des gaz en sortie.

Ces données d'entrées, et notamment les teneurs à l'émission, peuvent être disponibles dans le cadre des mesures effectuées régulièrement au titre de la surveillance des installations soumises à la réglementation des ICPE, voire d'une auto-surveillance des rejets par l'industriel lui-même. Sinon, il est nécessaire de mettre en œuvre des campagnes de mesures dont la lourdeur sera fonction de la précision que l'on voudra atteindre.

Par ailleurs une stratégie de ce type devra être envisagée pour chacune des sources identifiées dans la zone susceptible d'être à risque.

Cette approche par modélisation paraît devoir être écartée s'il est difficile d'avoir accès à la connaissance des émissions diffuses, à partir du moment où elles ne peuvent être considérées a priori comme négligeables.

Aux niveaux d'immissions obtenus par modélisation, devront être ajoutées les teneurs de fond qui peuvent être fixées, en l'absence de toutes informations locales spécifiques, à 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en zone rurale et 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en environnement urbain (1).

5.5.3. Sol et poussières domestiques

L'exposition avec le sol ou les poussières domestiques s'effectue principalement par ingestion directe lors de contact mains-bouche. Si on peut avoir recours à un bureau d'étude pour les prélèvements et analyses, il est impératif de veiller à ce que l'échantillonnage soit adapté aux objectifs et respecte les principes énoncés ci-après.

Remarque : la détermination du nombre d'échantillons nécessaires par lieu de prélèvement est un point à la fois délicat et important, ne serait ce que pour prévoir le budget nécessaire. En effet, le nombre d'échantillons dépend de la précision voulue mais aussi de la variance de la distribution des concentrations. Or la variance n'est pas connue avant la campagne de mesure. L'idéal est donc de faire une pré-étude visant à déterminer le nombre d'analyses nécessaires. Cependant la difficulté et le délai d'obtention des crédits pour l'administration peuvent conduire à un choix a priori du nombre d'échantillons. Pour cette raison liée au contexte français, est donc proposé un nombre indicatif et empirique de 5 échantillons - que l'expérience viendra peut-être modifier. D'une manière générale on cherchera à obtenir une plus grande précision sur les lieux les plus fréquentés car ils concourront davantage à l'exposition.

1. Sol

L'exposition par ingestion de sol est due au contact avec la couche superficielle de sol, soit avec le premier centimètre. La stratégie d'échantillonnage à mettre en œuvre doit donc porter sur le premier centimètre du sol pour pouvoir estimer l'exposition (8). Cette stratégie sera à développer dans chacun des lieux fréquentés dans les scénarios retenus.

Pour chaque scénario, plusieurs mesures seront effectuées pour caractériser la variabilité spatiale. Ainsi par exemple, pour un scénario concernant un enfant de moins de 2 ans vivant au voisinage de l'installation, plusieurs (environ 5) maisons seront étudiées et plusieurs (environ 5) prélèvements seront effectués dans chaque jardin. Ceux-ci pourront éventuellement être combinés pour l'analyse afin d'en réduire le coût. Les prélèvements devront obligatoirement être réalisés aux endroits où sont susceptibles de jouer les enfants.

Les mesures devront être exprimées en ppm. Le seuil de détection et la précision devront être au maximum de 10 ppm.

Les valeurs utilisées dans le calcul seront a priori la médiane et la valeur la plus élevée (à l'exclusion des valeurs aberrantes).

2. Poussières domestiques

La métrologie des poussières répond aux mêmes principes pour déterminer leur concentration massique en plomb sur les lieux de jeu en contact avec les enfants. Les mêmes habitats seront échantillonnés et plusieurs échantillons seront analysés par logement. Rappelons qu'il faut

impérativement collecter les poussières susceptibles d'être ingérées et en aucun cas chercher à collecter sur les armoires ou rebords extérieurs de fenêtres.

Lorsque le budget est limité et qu'il n'y a pas d'autres sources intérieures de plomb que le plomb extérieur, l'estimation des teneurs en plomb dans les poussières des maisons peut être effectuée à partir des concentrations mesurées dans les sols extérieurs. L'hypothèse couramment formulée est de considérer que la teneur dans les poussières domestiques est égale à 70 % de la concentration tellurique, valeur par défaut retenue par l'EPA (18). Il convient au préalable de s'assurer que l'ancienneté des logements (et donc la possibilité de présence de peintures à base de plomb), les conditions d'hygiène professionnelle et les concentrations extérieurs en plomb permettent de considérer que la source majeure d'enrichissement des poussières intérieures en plomb est le sol extérieur.

Les mesures devront être exprimées en ppm. Le seuil de détection et la précision devront être au maximum de 10 ppm.

Les valeurs utilisées dans le calcul seront a priori la médiane et la valeur non aberrante la plus élevée.

5.6. Facteurs d'exposition

Le calcul de la dose d'exposition nécessite de disposer de valeurs numériques pour les variables entrant dans l'équation n° 1.

5.6.1. Budget espace temps

Le budget espace-temps quotidien correspond à la durée passée par une personne dans chacun des lieux qu'elle fréquente au cours d'une journée. Il peut par exemple faire l'objet des hypothèses suivantes, résumées dans le tableau 3, pour un scénario correspondant à un enfant âgé de 2 ans et âgé de 6 ans.

On considère qu'un enfant de deux ans passe l'intégralité de son temps à son domicile, 2h à l'extérieur, 22h à l'intérieur dont 10 h de sommeil.

On considère qu'un enfant de 6 ans passe une partie de son temps à son domicile, l'autre à l'école. Ainsi 3 jours par semaine sont passés au domicile, 2h à l'extérieur, 22h à l'intérieur dont 10 h de sommeil et 4 jours par semaine sont passés à l'école, 2h à l'extérieur, 6 h à l'intérieur et 16 h à l'intérieur du domicile dont 10 h de sommeil.

Une enquête descriptive menée au sein de la population n'apporterait a priori pas de précision supplémentaire au calcul de l'exposition, l'hétérogénéité attendue du budget espace-temps dans les scénarios envisagés étant faible. Elle doit cependant être envisagée si on ne peut faire d'hypothèse a priori sur le budget espace-temps.

5.6.2. Taux d'administration

Faute de données françaises, on pourra utiliser les valeurs (intake rates) proposées par l'EPA (19).

Le tableau 4 présente les paramètres retenus à partir de la littérature. A défaut de données françaises, des données internationales proposées par l'agence américaine de protection de l'environnement (20) ont été utilisées.

TABEAU 3. Temps (en heures) passé aux différents lieux de vie sur une semaine, selon les scénarios d'exposition.

	Enfant de 2 ans	Enfant de 6 ans
Domicile intérieur	22*7=154 h (dont 70h de sommeil)	4*16 + 3 * 22 = 130 (dont 70 h de sommeil)
Domicile extérieur	2*7 = 14 h	3*2=6
Ecole intérieur	négligeable	4*6=24
Ecole extérieur	négligeable	4*2=8

TABEAU 4. Taux d'administration moyens (extrêmes) des milieux utilisés en fonction de l'âge (d'après (20)).

	2 ans	6 ans	remarque
Eau (l/semaine)	4,30	5,20	
Air (m ³ /semaine)	47,60	70,00	
Sol extérieur (mg/h)	20,00 * (80)	10,00* (40)	*exprimé en heures d'activité (hors sommeil)
poussières (mg/h)	3,00 * (12)	0,15* (0.6)	*exprimé en heures d'activité (hors sommeil)

Pour l'alimentation, on utilise directement l'apport quotidien en plomb fourni par l'INSERM (cf. supra). Pour les valeurs moyennes d'ingestion de sol et de poussières, on utilise les données de Sheppard (21), (20) qui distingue intérieur et extérieur et exprime les résultats en heure d'activité ce qui permet d'exclure les périodes de sommeil. Les valeurs extrêmes sont obtenues en y appliquant un coefficient de 4. Ce coefficient est le rapport entre les valeurs moyennes et hautes recommandées par l'EPA (20).

5.6.3. Données physiologiques

Le poids moyen retenu est respectivement de 12 kg pour un enfant de 2 ans et de 20 kg pour un enfant de 6 ans (d'après (22)).

5.7. Calcul de la dose d'exposition

On calcule grâce à l'équation n°1 la dose d'exposition (par ingestion, l'inhalation étant intégrée au moment de l'estimation de la plombémie) pour chacun des scénarios retenus. Par scénario, plusieurs estimations de l'exposition seront effectuées : une moyenne et deux défavorables (environnement ou comportement défavorable). Pour l'estimation moyenne on utilise les valeurs moyennes de comportement et de contamination de l'environnement. Pour les estimations défavorables, on se place dans des conditions pénalisantes pour le média a priori le plus contributif à la dose externe, à savoir les sols et poussières. On utilise alors successivement les valeurs hautes des taux d'ingestion (comportement défavorable) et de contamination de l'environnement (environnement défavorable). On peut présenter les calculs comme suit :

5.7.1. Scénarios pour un enfant de deux ans

TABLEAU 5. Dose hebdomadaire de plomb ingéré via les poussières et le sol, scénario enfant de 2 ans.

Lieu	Estimation moyenne			Estimation environnement défavorable			Estimation comportement défavorable		
	Domicile (intérieur)	Domicile (extérieur)	Domicile (intérieur)	Domicile (intérieur)	Domicile (extérieur)	Domicile (intérieur)	Domicile (intérieur)	Domicile (extérieur)	Domicile (extérieur)
Temps passé (h/semaine)	84	14	84	84	14	84	84	14	14
Quantité de sol/poussières ingérée (mg/h)	3	20	3	3	20	12	12	80	80
Teneur en plomb (mg/kg)	Médiane poussières	Médiane sol	Valeur haute poussières	Valeur haute poussières	Valeur haute sol	Médiane poussières	Médiane poussières	Médiane sol	Médiane sol
Dose hebdomadaire (µg/semaine)									
Total (µg/semaine)									

Lorsqu'il n'est pas envisagé d'apports spécifiques par des aliments produits localement ou par de l'eau contaminée, l'apport alimentaire est de 210 µg/semaine (cf. supra) et l'apport via l'eau est de 43 µg/semaine (4,3 l/semaine à 10 µg/l).

TABLEAU 6. Dose hebdomadaire de plomb ingéré (µg/semaine) selon les différents médias.

	Estimation moyenne			Estimation environnement défavorable			Estimation comportement défavorable		
	Alimentation	Eau	Sols et poussières	Alimentation	Eau	Sols et poussières	Alimentation	Eau	Sols et poussières
Total	210	43		210	43		210	43	

5.7.2. Scénarios pour un enfant de six ans

TABLEAU 7. Dose hebdomadaire de plomb ingéré via les poussières et le sol, scénario enfant de 6 ans.

Lieu	Estimation moyenne				Estimation environnement défavorable				Estimation comportement défavorable			
	Domicile (intérieur)	Domicile (extérieur)	Ecole (intérieur)	Ecole (extérieur)	Domicile (intérieur)	Domicile (extérieur)	Ecole (intérieur)	Ecole (extérieur)	Domicile (intérieur)	Domicile (extérieur)	Ecole (intérieur)	Ecole (extérieur)
Temps passé (h/semaine)	60,00	6,00	24,00	8,00	60,00	6,00	24,00	8,00	60,00	6,00	24,00	8,00
Quantité de sol/poussières ingérée (mg/h)	0,15	10,00	0,15	10,00	0,15	10,00	0,15	10,00	0,60	40,00	0,60	40,00
Teneur en plomb												
Dose hebdomadaire (µg/semaine)												
Total (µg/semaine)												

Lorsqu'il n'est pas envisagé d'apports spécifiques par des aliments produits localement ou par de l'eau contaminée l'apport alimentaire est de 280 µg/semaine (cf. supra) et l'apport via l'eau est de 52 µg/semaine (5,2 l/semaine à 10 µg/l).

TABLEAU 8. Dose hebdomadaire de plomb ingérée (µg/semaine) selon les différents médias, scénario enfant de 6 ans.

	Estimation moyenne		Estimation environnement défavorable		Estimation comportement défavorable	
Alimentation	280		280		280	
Eau	52		52		52	
Sols et poussières						
Total						

6. Estimation des plombémies attendues

6.1. Principe

La dose hebdomadaire tolérable (provisoire) (DHTP) a été fixée à 25 µg par kg par le JECFA (23). La DJA de 3,5 µg par kg qui en découle est couramment utilisée comme une dose de référence pour évaluer des risques afin d'orienter les actions de réduction des expositions. La comparaison à ce niveau de référence est intéressante car elle peut, notamment, conclure à une situation acceptable en terme de santé publique si aucune des doses d'exposition calculée dans les différents scénarios n'est supérieure à la DHTP. Par contre, le dépassement de la DHTP dans un ou plusieurs scénarios ne peut être considéré comme prédictif d'un niveau de plombémie supérieur à 100 µg/l. En effet, la DHTP correspond à la dose ingérée n'ayant pas d'effet sur la plombémie. C'est la raison pour laquelle il est proposé de fonder la décision de dépister sur la plombémie estimée.

On estime la plombémie à partir de la dose ingérée via les aliments, le sol et les poussières en utilisant la relation plomb ingéré/plomb sanguin recommandée par l'OMS pour les aliments. Le lecteur trouvera en annexe III une discussion relative à l'utilisation de ce coefficient et notamment à la non prise en compte de la biodisponibilité relative sol/aliment.

Pour chaque scénario, une plombémie moyenne et deux plombémies majorées soit par un environnement défavorable, soit par un comportement défavorable sont calculées.

Il est proposé de ne tenir compte de la concentration atmosphérique en plomb uniquement lorsque cette dernière dépasse 0,2 µg/m³. En effet une concentration atmosphérique de 0,1 µg/m³ n'entraîne qu'un excès de plombémie de 1,9 µg/l.

6.2. Concentrations atmosphériques inférieures à 0,2 µg/m³

On calcule la plombémie (Pbs) grâce à l'équation n°2.

$$Pbs_{\text{attendue}} (\mu\text{g/l}) = (\text{Dose Hebdomadaire}_{\text{ingérée}} (\mu\text{g}) * 1,6/7) \text{ (équation 2)}$$

6.3. Concentrations atmosphériques supérieures à 0,2 µg/m³

La contribution à la plombémie des concentrations atmosphériques sont ajoutées au calcul précédent

$$Pbs_{\text{attendue}} (\mu\text{g/l}) = (\text{Dose Hebdomadaire}_{\text{ingérée}} (\mu\text{g}) * 1,6/7) + (\text{CMA} (\mu\text{g/m}^3) * 19,2) \text{ (équation 3)}$$

7. Analyse des incertitudes et variabilités

7.1. Limites liées à la méthode

7.1.1. Non prise en compte de la biodisponibilité

La modélisation de la plombémie tient compte de l'efficacité de l'absorption du plomb selon la voie empruntée, digestive et/ou pulmonaire, mais ne tient pas directement compte d'autres facteurs qui influencent également l'absorption du plomb par l'organisme.

Ainsi, selon la forme chimique du plomb ingéré, encore appelée spéciation, la biodisponibilité varie dans un rapport pouvant aller jusque 100 (5) du fait notamment de la solubilité dans le suc gastrique, qui peut être différente selon la spéciation du plomb.

Par ailleurs, pour l'exposition tellurique, ce sont les particules de petites tailles (<150 ou 50 µm selon les auteurs) qui contiennent le plus de plomb et sont plus facilement assimilables par l'organisme (5), (24), (8), (6). Duggan (25) rapporte même que la plupart des particules sur les mains d'un enfant sont < 10 µm tandis que Que Hee (26) note que dans les poussières domestiques 77 % du plomb est concentré dans les particules de diamètre <149 µm. Mushak (24) précise qu'il existe une relation inverse entre taille des particules et adhérence aux mains et que la concentration relative en métaux lourds croît avec la diminution de la taille des particules. D'une façon générale la biodisponibilité (dose interne/dose externe) du plomb du sol est souvent citée comme étant de l'ordre de 30 % et celle du plomb dans les aliments de 50 % (1), (8), (7). A dose externe égale, le sol contribuera donc dans un rapport 3/5 à la dose interne. La non prise en compte de ce facteur dans l'équation (1) tend à surestimer la dose ingérée.

Pour apprécier l'influence de la non prise en compte de ce facteur on peut envisager d'estimer l'excès de plombémie selon le type de source, en fonction de relations issues de la littérature. Ainsi, par exemple, si le sol est contaminé par une source automobile, une industrie du plomb ou une activité minière on peut, à partir des concentrations telluriques et des valeurs du tableau ci-dessous, estimer l'accroissement de plombémie correspondant.

7.1.2. Variabilité individuelle

L'utilisation de scénarios d'exposition et de coefficients moyens d'absorption aboutit à l'estimation d'une prévision de plombémie moyenne par scénario. Or, les modalités d'exposition varient d'un individu à l'autre (volume respiratoire, taux d'ingestion de poussières, alimentation, environnement, poids corporel...). Elles sont approchées dans cette démarche par les estimations hautes de la dose ingérée, correspondant à un environnement ou un comportement défavorable.

7.2. Limites liées aux données

Les données existantes peuvent avoir été produites dans d'autres buts que l'évaluation des expositions environnementales. Leur utilisation dans cette optique peut donc souffrir d'une inadéquation. De même, le recueil de données *ad hoc* se heurte aux difficultés de représentativité des émissions, de l'environnement... De ce fait il faut avoir à l'esprit que les plombémies prédites sont entachées d'incertitude.

TABLEAU 9. Accroissement de plombémie en fonction de la contamination des sols-d'après (5).

Source principale de plomb	Accroissement de plombémie (µg/l) pour un enrichissement de 1000 ppm de plomb tellurique (valeurs non ajustées)
Trafic	40-160
Industrie du plomb	50-130
Activité minière	6- 40

7.3. Limites liées au temps

Evaluer les expositions nécessite de caractériser le site, les émissions industrielles, les populations exposées en utilisant les données existantes mais aussi souvent en ayant recours à des investigations, notamment météorologiques, spécifiques. Ceci présente l'inconvénient d'être consommateur de temps et limite l'application de la méthode aux situations non urgentes. Insistons cependant sur le fait qu'une urgence médiatique ou politique ne devrait pas conduire à court-circuiter cette étape préliminaire indispensable, sauf véritable urgence à un dépistage. A contrario, l'évaluation des expositions ne doit pas non plus conduire à retarder de façon importante un éventuel dépistage.

Partie 3

Évaluation de la pertinence d'un dépistage

On estime qu'en France, près de 2 % des enfants de 1 à 6 ans présentent une plombémie supérieure à 100 µg/l (27)

Compte-tenu du caractère invasif du diagnostic, un dépistage systématique des jeunes enfants n'est pas préconisé. Un programme est donc déclenché dans des situations où l'on s'attend à trouver une proportion d'enfants dont la plombémie excède 100 µg/l, supérieure à celle existant chez des enfants non exposés à des sources spécifiques de plomb. Les critères présidant à la préconisation d'un dépistage et au choix de la population cible devront aussi être suffisamment sensibles pour que des enfants qui présenteraient une plombémie supérieure à 250 µg/l puissent être repérés.

Les critères amenant à préconiser le dépistage ne sont pas identiques pour les enfants fréquentant les environs du site d'une part et les enfants vivant au contact d'un adulte exposé professionnellement d'autre part et ce, du fait de modalités d'exposition différentes.

1. Critères de déclenchement d'un dépistage chez les enfants exposés via l'environnement

1.1. Principe

Il convient d'estimer si les plombémies attendues (Pbs) sont susceptibles de dépasser les niveaux justifiant une prise en charge sanitaire et environnementale.

Deux niveaux clés sont à prendre en compte :

1. Le seuil des 100 µg/l justifiant d'une surveillance biologique de l'enfant, d'une enquête dans son environnement et d'une information des parents pour limiter individuellement les expositions ;
2. Le seuil des 250 µg/l justifiant d'un bilan clinique en vue d'une éventuelle chélation.

1.2. Définition de la population concernée par le dépistage

L'étude de l'exposition de la population autour d'un site industriel s'effectue sur une zone définie a priori sur la base des connaissances de la contamination des milieux et des caractéristiques socio-démographiques.

Si, sur la base des critères présentés ci-dessus, il est jugé pertinent de proposer un dépistage, l'inclusion des enfants dans le programme de dépistage sera définie dans la zone d'étude en fonction :

- des estimations des plombémies. Seront incluses les populations où les plombémies moyennes et/ou extrêmes sont respectivement estimées à 100 et 250 $\mu\text{g/l}$;
- de groupes homogènes de population. Ainsi, il peut s'avérer difficile de délimiter la population cible du programme au sein d'un quartier présentant une grande cohésion, de même, lorsque les enfants d'une école sont concernés, il n'est pas souhaitable de limiter la population cible du dépistage exclusivement aux enfants de moins de 6 ans ;
- dans une moindre mesure de l'attente sociale.

2. Cas des enfants ayant une exposition paraprofessionnelle

Que le dépistage des enfants fréquentant les environs du site soit préconisé ou non, il est toujours nécessaire d'étudier la pertinence du dépistage des enfants vivant au contact d'un travailleur exposé.

Il est difficile de quantifier l'exposition paraprofessionnelle des enfants. Des critères permettant d'appréhender l'exposition professionnelle du ou des parents ainsi que les conditions favorisant le transport des poussières au contact des enfants peuvent être analysés dans un premier temps. On peut, de manière non exhaustive citer les critères suivants :

- résultats de la surveillance biologique des travailleurs ;
- résultats des mesures d'empoussièrement aux postes de travail ;
- absence ou l'insuffisance des conditions d'hygiène visant à éviter le transport des poussières (douches avant de quitter l'usine, changement et nettoyage des vêtements et des chaussures de travail, utilisation du véhicule personnel pendant le travail...) ;
- concentrations en plomb dans les poussières présentes dans des logements de travailleurs...

Il n'est pas possible, en l'état actuel des connaissances, d'établir précisément des règles ou des seuils pour recommander un dépistage sur la base de ces critères.

Une étude menée dans le Loiret (28) a mis en évidence une association entre une plombémie supérieure à 70 $\mu\text{g/l}$ chez l'enfant et une plombémie supérieure à 400 $\mu\text{g/l}$ chez un de ses parents exposé professionnellement. Il serait important que des études complémentaires visant à établir la ou les relations existant entre la plombémie des parents exposés professionnellement et celles de leurs jeunes enfants soient engagées en France. Elles pourraient permettre de définir des critères quantitatifs prédictifs afin de préconiser le dépistage chez les enfants des travailleurs sur la base des résultats de leur surveillance biologique.

Dans l'attente, de nombreux programmes de dépistages (29) (30) (31) (32) (33) ayant mis en évidence en France comme à l'étranger que l'exposition paraprofessionnelle étaient un facteur de risque déterminant de l'augmentation de la plombémie chez les enfants, le dépistage ne devra être écarté que si l'analyse des critères présentés ci-dessus complétés de toutes informations disponibles permet d'écarter des conditions favorisant l'exposition paraprofessionnelle.



Conclusion

L'organisation d'un dépistage des enfants présentant une imprégnation excessive au plomb est souvent mise en avant comme le moyen de répondre à la question du risque sanitaire pour la population qui vit à proximité du site. Le dépistage est également souvent considéré comme le moyen d'évaluer les risques environnementaux (étude épidémiologique). Cette confusion d'objectifs est de nature à masquer l'importance des autres approches devant entrer dans une prise en charge globale de la situation.

De fait, l'organisation d'un programme de dépistage doit être considérée comme l'aboutissement d'une réflexion qui part du diagnostic environnemental du site et se poursuit par une démarche d'évaluation des expositions (doses externes et plombémies). Ce sont les résultats de cette dernière qui permettent de manière objective de juger de la réalité d'un risque « plomb » et par là même de justifier un programme de dépistage. Les préconisations de ce guide devraient permettre d'écarter toute démarche visant à prendre des décisions sans réel fondement technique.

Une évaluation des expositions au plomb nécessite de recourir à une méthode rigoureuse, à même de fournir des données de qualité dont dépendent les décisions de santé publique. A ce titre les données sur la contamination de l'environnement doivent être collectées de façon à être représentatives de l'exposition réelle des enfants.

Une des clés de la réussite d'une réflexion sur la pertinence d'un dépistage du saturnisme infantile autour d'un risque industriel, dans un contexte nécessairement sensible, concerne l'information du public et des partenaires.

Enfin, il faut avoir présent à l'esprit que la réflexion sur le dépistage s'inscrit dans le cadre global de gestion du risque et qu'une surexposition de la population, même si un dépistage n'est pas pertinent, doit conduire à une réduction des expositions. A cet égard, l'évaluation des expositions ne concerne que le plomb et n'a donc pas vocation à apporter des éléments sur les risques liés à d'éventuels autres métaux associés.

Références bibliographiques

- (1) INSERM (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale). Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ? INSERM, 1-461. 1999
- (2) OMS (Organisation Mondiale de la Santé) Genève. Inorganic lead. Genève OMS, 1995. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria ; n°165.
- (3) CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France). Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque. Paris : Tec & doc Lavoisier, 1-237. 1996
- (4) CIREI Rhône-Alpes Auvergne (Cellule Inter Régionale d'Epidémiologie et d'Intervention). Evaluation de l'exposition des enfants au plomb émis par l'usine Metaleurop à Arnas (Rhône). Résultats du dépistage des imprégnations au plomb et de l'analyse des facteurs de risques. CIREI Lyon, 1-75. 1999.
- (5) ATSDR (Agency for toxic substances and diseases registry), Xintaras C. Analysis paper : impact of lead-contaminated soil on public health. ATSDR Atlanta, 1992.
- (6) MIELKE H.W., REAGAN P.L. Soil is an important pathway of human lead exposure. Environ Health Perspect 1998 ; 106 Suppl 1 : 217-229.
- (7) WHITE P.D., VAN LEEUWEEN P., et al. The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. Environ Health Perspect 1998 ; 106 (Suppl 3) : 1513-1530.
- (8) MUSHAK P. Uses and limits of empirical data in measuring and modelling human lead exposure. Environ Health Perspect 1998 ; 106 suppl 6 : 1467-1484.
- (9) LANPHEAR B.P., et al. Lead contaminated house dust and children blood levels. American Journal Public Health 86, 1416-1421. 1996.
- (10) JENICEK M., CLÉROUX R. Epidémiologie. Principes, techniques, applications. Edisem & Maloine, Québec, Canada et Paris ed. Québec et Paris : 1993.
- (11) BRÜCKER G., FASSIN D. Santé publique. Ellipses-Marketing, Paris ed. 1989.
- (12) Direction générale de la santé. Circulaire DGS/VS3/SP2/n°76 du 1^{er} décembre 1993 relative à l'intoxication par le plomb chez l'enfant. 1993.
- (13) DGS (Direction générale de la Santé), Comité technique plomb. Dépistage et suivi des enfants exposés au risque de saturnisme. DGS (Direction générale de la Santé), 1-11. 1993.

- (14) Commission de toxicovigilance. Intoxication par le plomb chez l'enfant. Rapport du groupe de travail sur le saturnisme infantile. Ministère Chargé de la Santé DgdlSPF, 1-89 + annexes.
- (15) CARRINGTON C.D., SHEEHAN D.M., BOLGER P.M. Hazard assessment of lead. Food Addit Contam 1993 ; 10(3) : 325-335.
- (16) INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques). Recensement général de la population. INSEE Paris, 1999.
- (17) WHO (World Health Organisation). Guidelines for air quality. WHO G, 2000.
- (18) EPA (Environmental protection agency). IEUBK model mass fraction in soil in indoor dust. Guidance document. Technical Review Workgroup for Lead. EPA Washington, 1998.
- (19) EPA (Environmental protection agency). Exposure factors handbooks. EPA Washington, vol.1 general factors. 1996.
- (20) EPA (Environmental protection agency). Exposure factors handbook. Washington (US) : 1999.
- (21) SHEPPARD S.C. Parameter values to model the soil ingestion pathway. Environmental Monitoring and Assessment 34, 27-44. 1995. Ref Type : Magazine Article
- (22) Ministère de l'Emploi et de la Solidarité. Carnet de santé. Ministère de l'Emploi et de la Solidarité P, 1995.
- (23) JECFA (Joint FAO/OMS Expert Comitee on Food Additives) Summary and conclusions 53thd meeting, Rome. 1999.
- (24) MUSHAK P. Gastro-intestinal absorption of lead in children and adults : overview of biological and biophysico-chemicals aspects . Chemical speciation and bioavailability. 1-87. 1991.
- (25) DUGGAN, et al. Lead in playground dust and on the hands of school children. Science of the total environment 44, 65-79. 1985.
- (26) QUE HEE S., et al. Evolution of efficient methods to sample lead sources, such as house dust and hand dust, in the homes of children. Environmental research 38, 75-95. 1985.
- (27) INSERM U169 (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale), RNSP (Réseau national de santé publique). Surveillance de la population française vis-à-vis du risque saturnin. Enquête nationale. INSERM U169, 1998.
- (28) LAFOREST L. Bilan des investigations épidémiologiques et environnementales concernant deux sites industriels utilisateurs de plomb. Thèse pour le doctorat en médecine. Académie d'Orléans-Tours, Université François Rabelais, Faculté de Médecine de Tours, 1998.
- (29) LEDRANS M., LE GOASTER C., BOUY P., DEBAISIEUX F., ROUSSEL C. Evaluation de l'exposition des enfants aux polluants émis par l'usine Métal Blanc à Bourg Fidèle. RNSP, DDASS des Ardennes, editors. 1-47 + annexes. 1999.
- (30) LANDRIGAN P.J., BAKER E.L. Exposure of children to heavy metals from smelters : epidemiology and toxic consequences. Environmental Research 25, 204-224. 1981.

- (31) BAGHURST P.A., TONG S., McMICHAEL A.J., ROBERTSON E.F., WIGG N.R., VIMPANI G.V. Determinants of blood lead concentrations to age 5 years in a birth cohort study of children living in the lead smelting city of Port Pirie and surrounding areas. *Environmental Research*, archives 47, 203-210. 1992.
- (32) BAKER E.L., FOLLAND D.S., TAYLOR T.A., et al. Lead poisoning in children of lead workers : home contamination with industrial dust. *New England Journal of Medecine* 296, 260-261. 1977.
- (33) DECLERCQ C., SPINOSI L., VANDENBERGUE A., et al. Bilan du programme de prévention du saturnisme infantile du département du Pas de Calais. *Observatoire régional de la santé du Pas de Calais*, 1-48. 1995.



Annexes

Annexe 1. Modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets des installations. Industrielles	57
Annexe 2. Exemple de schéma conceptuel	67
Annexe 3. Méthode d'estimation de la plombémie	69

Annexe 1

Modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets des installations Industrielles

Source : Annexe 2 du guide méthodologique Evaluation des Risques Sanitaires liés aux substances chimiques dans l'Etude d'Impact des Installations Classées - Version Projet 3.0 de l'INERIS.

1. Problématique

1.1. Champ d'application

Cette question concerne l'évaluation de l'impact sur l'environnement et les populations avoisinantes d'une installation industrielle ou d'un groupe d'installations amenés à rejeter des produits polluants dans le milieu atmosphérique.

Les analyses relatives au volet sanitaire des études d'impact impliquent une logique de long terme, avec la recherche de concentrations annuelles ou pluriannuelles, qui seront par la suite introduites dans les modèles d'exposition.

1.2. Les polluants concernés

Les polluants visés dans ce contexte sont essentiellement :

- le SO₂, émis par les systèmes de combustion et dans divers procédés industriels, et qui fait l'objet d'efforts constants de réduction des émissions depuis une vingtaine d'années,
- les NOx rejetés la plupart du temps par les installations de combustion
- les dioxines, polluants particuliers rejetés par de nombreuses industries, et qui font l'objet d'une surveillance étroite,
- les métaux lourds (sous forme gazeuse ou particulaire) issus de catégories bien identifiées de procédés industriels, également surveillés du fait de leur grande nocivité (plomb, mercure, cadmium),
- des produits spécifiques aux industries considérées si leur effet sur la santé humaine est non négligeable.

1.3. Cas particulier des polluants particuliers

L'évaluation de la dispersion et des concentrations atmosphériques est souvent complétée par l'estimation des retombées aux sols. Cet aspect est particulièrement sensible, lorsque l'on traite

des poussières, particules, métaux lourds ou composés organiques persistants. Du point de vue de la modélisation, il est souvent traité par un module spécifique du logiciel, chargé de simuler le dépôt. Suivant la taille des particules, une vitesse de dépôt leur est affectée, qui permet de traduire un flux de déposition au sol. Celui-ci est conditionné par la gravité pour les plus grosses particules, ou par les effets du mouvement brownien pour les plus petites (leur comportement est alors livré à la seule diffusion atmosphérique). Pour le dépôt sec (hors précipitations), le flux de polluant retombé au sol se traduit de la façon suivante :

$$F(x, y) = V_d C(x, y, 0)$$

où V_d est la vitesse de dépôt, et $C(x, y, 0)$ la concentration de polluants au niveau du sol. Des abaques établies à partir d'expériences de rejets de polluants dans différents environnements proposent des valeurs de la vitesse de dépôt en fonction de la granulométrie des particules [Macmahon et Dennison 1978].

Le dépôt humide dû à l'entraînement des polluants au sol par pluie, brume, brouillard et autres phénomènes climatiques de ce type, est un problème difficile à représenter. Il est souvent modélisé par un *coefficient de lessivage* défini tel que le produit Λ, C représente la quantité de polluant capturée dans les précipitations par unité de temps et de surface. Le flux de dépôt humide est alors défini en intégrant cette quantité sur une colonne verticale d'air :

$$F_{humide} = \int_0^{\infty} \Lambda C dz$$

Le coefficient de lessivage est souvent défini à partir de valeurs empiriques, et est soumis à plus grandes incertitudes. Il s'agit cependant d'un phénomène qui selon le polluant étudié et la localisation du site, peut s'avérer déterminant.

Le phénomène de dépôt s'accompagne souvent dans le modèle d'un appauvrissement du panache, en fonction du temps et de la distance à la source.

1.4. Remarque sur l'état de l'art

L'impact industriel, et plus particulièrement les rejets issus des cheminées d'usine, est l'une des applications les plus anciennes de la dispersion atmosphérique, qui a justifié le développement des tout premiers modèles gaussiens. Ainsi, il s'agit d'un domaine dans lequel il existe un nombre assez important de références, relatives à des campagnes de mesure d'envergure utilisées pour calibrer les modèles. C'est autour de ce type d'application que s'articule une part importante des objectifs recherchés par des initiatives telles que les « Conférences on harmonization within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes ». Cette démarche vise à promouvoir une cohérence à l'échelle européenne, des codes numériques de modélisation de la qualité de l'air. Pour ce qui est des rejets industriels, un outil de validation se référant à des campagnes de mesures d'envergure a été mis au point (« Model Validation Kit ») et est plus largement décrit dans un paragraphe ultérieur.

2. Les données d'entrée

2.1. Les sources

Il faut distinguer deux types de sources, dans le domaine de l'impact industriel :

- Les sources canalisées, qui désignent les cheminées d'usines et les brèches créées par d'éventuels sinistres. Les émissions qui y sont associées sont « aisément » quantifiables. En effet, la géométrie de la source (forme, taille, hauteur) ainsi que ses propriétés physiques et thermodynamiques (vitesse d'éjection, densité, température du polluant rejeté) peuvent être mesurées ou modélisées et directement fournies au code de calcul de la dispersion. Le background scientifique le plus conséquent en terme d'outils et de validation concerne ces rejets. Les modèles de type gaussiens y sont bien adaptés, ayant à l'origine été spécifiquement développés pour reproduire leur comportement atmosphérique.
- Les sources diffuses désignent les émissions situées très souvent au niveau du sol, surfaciques ou volumiques, qui proviennent de l'activité quotidienne sur le site de l'usine : zones de stockage, circulation de véhicules, émissions échappées des bâtiments... Leur contribution peut s'avérer très importante, notamment en champ proche de l'installation. Ainsi les modèles tridimensionnels sont les mieux adaptés au traitement du comportement de ces rejets. Malheureusement, tout le problème réside dans la quantification de l'émission associée, difficilement mesurable. Il est cependant essentiel de surmonter cette difficulté si l'on veut espérer réaliser une modélisation correcte des phénomènes.

Il est enfin important de rappeler que les applications industrielles induisent la présence de gaz aux propriétés thermodynamiques particulières (gaz lourds) qu'il est nécessaire de bien appréhender, et de particules. Pour cette catégorie, avoir une information sur la granulométrie des éléments rejetés est primordial afin d'ajuster correctement la vitesse de dépôt, qui conditionne la modélisation des retombées atmosphériques.

2.2. Le site et la météorologie

En sus du domaine d'application, l'échelle de modélisation et le type de code que l'on souhaite utiliser définissent la nature des données orographiques à fournir.

Comme indiqué en introduction l'étude d'impact sanitaire suppose d'intégrer des données météorologiques annuelles, concernant

- la température ;
- la vitesse et la direction de vent ;
- et tout élément susceptible d'évaluer la stabilité atmosphérique.

Sur ce dernier point (le plus difficile à appréhender), certaines stations de Météo France, peuvent fournir avec un pas horaire, la nébulosité (en octats avec une valeur de 1 à 8), l'ensoleillement, ou mieux encore le rayonnement. Il est alors possible d'en déduire une classification de la stabilité atmosphérique suivant via des tables de correspondance bien connue dans la littérature (Pasquill-Turner ou Doury par exemple). Météo France peut parfois directement fournir ce résultat sous forme de roses de stabilité. Une information sur la hauteur de la couche de mélange peut s'avérer également très pertinente, notamment en situation d'inversion de température.

Météo France dispose de plusieurs stations par département susceptibles de mesurer une information sur le vent et la température. Il faut accorder un soin particulier au choix de la station utilisée pour représenter la météorologie sur le site étudié. Le problème est la prise en compte des effets de vent locaux (en particulier en présence de relief) qui implique que le vent sur le site ne présente pas les mêmes caractéristiques que celui au niveau de la station. La seule solution raisonnable sera dans certains cas de disposer une station sur le site même et de réaliser des mesures sur une période donnée. Météo France devrait prochainement proposer un service permettant d'extrapoler numériquement la rose des vents mesurée au niveau d'une station sur la zone d'étude en tenant compte du relief. Cette information pourra s'avérer précieuse dans certains cas.

La nébulosité est, quand à elle évaluée le jour, avec un pas tri-horaire en un nombre restreint de points (au moins un par département). En corroborant ces différentes sources d'informations, Météo France peut fournir une information sur la nébulosité sur le site d'étude. Ces considérations illustrent bien combien il est délicat d'ajuster convenablement les données au problème que l'on souhaite traiter.

L'exercice de modélisation consiste alors à simuler l'ensemble des situations météorologiques recensées sur une période représentative (5 ans typiquement) et à en déduire une évaluation des concentrations moyennes annuelles. Les situations météorologiques sont en principe regroupées par classe de caractéristiques similaires auxquelles l'on affecte des fréquences d'apparition. Les valeurs de concentrations annuelles sont obtenues en effectuant la moyenne des valeurs calculées pour chaque classe, pondérée par sa fréquence d'apparition.

2.3. Le cas particulier des sources diffuses

Les points évoqués dans les paragraphes précédents sont globalement valables pour la modélisation des sources diffuses. Les outils tridimensionnels sont cependant mieux adaptés à leur traitement. En effet les méthodes d'intégration des termes surfaciques dans les modèles gaussiens ne sont pas également performantes.

Le coût élevé de mise en œuvre des modèles tridimensionnels limite leur usage au calcul de situations météorologiques ponctuelles. Cela n'est pas très rigoureux compte tenu de la nature de ces sources, souvent présentes toute l'année (zones de stockage, lieux de circulation des véhicules, échappements par les ouvertures des bâtiments...) à l'origine d'une pollution typiquement chronique. L'intégration de la rose des vents annuelle sur le site demeure le meilleur traitement bien que trop coûteux.

3. Quels outils et quels investissements

3.1. Modèles gaussiens

3.1.1. Généralités

De manière générale, les modèles les plus utilisés pour les études de rejets industriels sont les modèles gaussiens.

Historiquement, ils ont été développés dans cet objectif précis (hors sources diffuses). La préoccupation constante des chercheurs reste leur ajustement afin de mieux prendre en compte les spécificités pour lesquelles ils n'ont pas été conçus originellement (présence d'obstacles et de bâtiments, relief).

Néanmoins leur degré de maturité apparaît satisfaisant pour les applications visées. De nombreux exercices de validation et d'intercomparaison attestent de ce fait [Hall et al. 1999 ; Hanna et al 1999]. Par exemple la communauté scientifique européenne a mis au point un outil de validation, le « Model Validation Kit » disponible sur internet à l'adresse suivante : www.dmu.dk/atmosphericenvironment/harmoni.htm

Il s'agit d'un ensemble de données relatives à 4 campagnes de mesures de rejets issus de cheminées d'usine en différents lieux (Copenhague, Kinkaid, Lillestrom et Indianapolis). Les outils standardisés (outils statistiques) d'évaluation de logiciel par rapport à ces informations sont également proposés.

Les modèles gaussiens de seconde génération [Hanna et Chang 1993] constituent alors une alternative très prometteuse, puisqu'ils allient la simplicité de formulation propre aux gaussiens standards, et les dernières avancées scientifiques, notamment pour la prise en compte de la turbulence atmosphérique dans la couche de surface. Cela permet de pallier un certain nombre de limitations des outils traditionnels (vents faibles, modélisation en champ proche).

Le traitement des sources non ponctuelles (i.e. linéiques, surfaciques ou volumiques) fait l'objet de traitements spécifiques dans les modèles gaussiens. Plusieurs méthodes sont ainsi rencontrées :

- L'intégration numérique d'une infinité de sources ponctuelles qui représentent la source réelle,
- Le découpage de la source en un nombre fini de sources ponctuelles judicieusement placées et paramétrées en fonction du vent et de la position des récepteurs,
- L'assimilation de la source surfacique à une source ponctuelle à localiser correctement, de manière à retrouver les caractéristiques de la source réelle au niveau de la dispersion (principe du point source virtuel).

Des résultats relativement disparates peuvent être obtenus suivant la technique employée. Il s'agit là d'une limitation dans l'usage des modèles gaussiens.

Dans tous les cas, le plus grand avantage de ces outils, reste leur faible coût de mise en œuvre qui permet de réaliser un nombre important de simulations et donc d'établir des bilans annuels ou pluriannuels, en de nombreux points du site.

L'investissement en moyens humains et matériels est relativement faible. En effet l'usage pertinent de ces modèles repose avant tout sur l'expérience de terrain, et les concepts pragmatiques sur lesquels ils s'appuient ne requièrent pas de connaissances poussées en analyse numérique.

Ce sont des logiciels qui fonctionnent dans la plupart des cas sur un système PC, sous Windows, voire MSDOS. Leur coût en temps de calcul et place mémoire ne dépend que des demandes de l'utilisateur.

3.1.1.1. Les produits disponibles

Parmi les modèles gaussiens traditionnels les plus connus, nous pouvons citer :

- ISCST3 (Short Term) et ISCLT3 (Long Term) [EPA 1995] qui sont les modèles de référence de l'USEPA (Agence de l'environnement américaine). Ils sont disponibles gratuitement sur internet, ainsi que la documentation associée ; à l'adresse suivante : www.epa.gov/ttn/scram. Les programmes sources écrits en fortran sont également ouverts si l'on souhaite s'investir dans des développements spécifiques. Hormis sa gratuité, il s'agit là d'un de ses meilleurs atouts. Néanmoins pour un utilisateur moins concerné, leur utilisation peut s'avérer laborieuse. En effet il n'y a pas d'interface graphique. Ce manque de convivialité ne facilite pas la maîtrise des différents paramètres du code (système de mots clefs).
- Il existe des versions industrielles de ISC commercialisées par des sociétés privées. Une interface conviviale et des outils adaptés au pré et post-traitement du code, souvent basés sur des SIG, en facilitent l'utilisation. Nous pouvons citer par exemple la version ISC-AERMOD- View commercialisée par la société Scientific Software Group (www.scisoftware.com) ou le logiciel Breeze-ISC distribué par la société T3 du groupe Trinity Consultants (www.breeze-software.com/air).
- En France, la société Aria Technologies (www.aria.fr) commercialise le modèle gaussien ARIA Impact (ou APC3) qui présente toutes les caractéristiques d'un outil traditionnel avec une interface adaptée et conviviale. Son coût est de l'ordre de 60 000 F.

Dans la catégorie des modèles gaussiens de seconde génération, deux exemples de référence peuvent être cités :

- AERMOD [EPA 1998], développé par l'USEPA. Il est également téléchargeable gratuitement sur le site de l'agence. Cependant, le code n'est pas figé et de développement récent ; il peut donc encore contenir quelques bugs informatiques. Il n'en reste pas moins vrai que AERMOD a déjà fait l'objet de nombreuses évaluations.
- Comme pour ISC, il existe des versions commerciales de AERMOD, dont l'interface utilisateur est agréable et conviviale. Scientific Software Group et Trinity Consultants en sont deux distributeurs.
- ADMS3 [CERC 1999] est développé et commercialisé par le CERC (Cambridge Environmental Research Center) depuis plusieurs années, et bénéficie désormais d'un background sérieux. Il s'agit d'un outil convivial, à la pointe des dernières mises à jour scientifiques en matière de logiciel gaussien. Son coût s'élève à 13 000 F pour une licence annuelle et 45 000 F environ pour une licence permanente. Des renseignements sur ce produit sont disponibles sur le site.

3.1.1.2. Différents types de résultats

Comme expliqué précédemment, les modèles gaussiens sont souvent utilisés dans des configurations long terme pour extraire des moyennes annuelles de concentrations en polluant. Des logiciels tels que ADMS ou Aria Impact permettent également de réaliser des analyses statistiques pour aboutir à une estimation des percentiles. Dans des configurations « court terme », des moyennes de concentrations sur des périodes réduites à une ou quelques heures, ou au mois sont classiquement obtenues.

Les concentrations sont en général représentées par des coupes horizontales du panache, qui permettent de visualiser la concentration des polluants sur l'ensemble du domaine d'étude. Le système de représentation, s'il est connecté avec un SIG aboutit à la création de cartographies, facilement interprétables.

La plupart des logiciels permettent également de représenter une coupe monodimensionnelle des niveaux de pollution dans l'axe de panache, à une hauteur donnée. Il s'agit là d'une information précieuse pour évaluer les distances d'impact de la pollution.

3.2. Modèles eulériens tridimensionnels

3.2.1. Généralités

Il est important de rappeler que ces modèles constituent la seule alternative raisonnable pour le traitement numérique de certains types de situations complexes telles que :

- Les zones de fort relief (a fortiori les montagnes),
- Les situations dans lesquelles l'on souhaite évaluer l'impact de la source en champ proche et en présence d'obstacles (bâti),
- La prise en compte correcte des sources diffuses.

Leur contexte d'utilisation est radicalement différent de celui évoqué précédemment, puisque :

- Ces modèles sont lourds à mettre en oeuvre (place mémoire et temps de calcul),
- Ils résultent de l'implantation numérique de techniques sophistiquées pour approcher les équations de la physique, et ne peuvent donc être appliqués de manière pertinente que par des utilisateurs avisés. En effet la génération d'un maillage cohérent, l'ajustement des paramètres numériques, l'identification et la neutralisation d'éventuels artéfacts numériques sont autant de difficultés qui ne peuvent être surmontées sans le « background » adéquat.

Pour ces raisons, leur usage est souvent limité à la simulation de situations ponctuelles, caractéristiques d'un type de condition météorologique, pour lesquelles le calcul est effectué. Le choix de ces situations est dicté par la prédominance de tel ou tel vent sur le site (après analyse de la rose des vents), la recherche de scénarios majorants et donc pénalisants du points de vue de la dispersion, la proximité de zones sensibles (village, écoles, hôpitaux...).

Ces modèles font l'objet de nombreuses validations, souvent basées sur la comparaison avec des mesures effectuées en soufflerie. Dans ce cas, les chercheurs s'attachent à vérifier que l'impact des obstacles, qui perturbent le panache et créent des zones d'accumulation de polluants ou des zones mortes, est bien reproduit. Ainsi il existe des données théoriques, établies à partir d'observations, qui permettent de qualifier les zones tourbillonnaires se créant autour d'un bâtiment assimilé à un pavé, situé dans l'écoulement atmosphérique [Kaplan et Dinar, 1996]. Ces formules permettent en particulier de vérifier le bon comportement du modèle pour rapporter les effets de turbulence.

Comme évoqué plus haut, ces outils peuvent s'avérer très performants si l'on accepte de mailler suffisamment finement le domaine de calcul. Tout le problème est de trouver le bon compromis entre le nombre de mailles que l'on s'autorise, et le prix que cela implique en temps de calcul et en difficultés numériques.

Grâce aux progrès de l'informatique, un nombre de plus en plus important de ces outils fonctionne sur des systèmes PC, mais la plupart d'entre eux ont été développés sur des stations de travail sous UNIX.

3.2.2. Les produits disponibles

Nous distinguerons deux classes de logiciels tridimensionnels disponibles sur le marché : ceux qui ont une finalité fortement orientée sur la dispersion atmosphérique, et ceux qui sont des logiciels « généraux » de mécanique des fluides, appelés logiciels de CFD (Computational Fluid Dynamics). Les équations et les méthodes implémentées sont globalement similaires dans chaque cas.

Pendant alors que la première catégorie inclut les spécificités propres au calcul atmosphérique (variables météorologiques), les autres prennent cet aspect en compte à travers des modules indépendants activés selon les besoins de l'utilisateur. Ces derniers s'intègrent dans un outil global dont la vocation s'étend bien au delà du problème de dispersion (calculs de combustion, interaction fluide-structure, etc...).

Les logiciels 3D spécifiques au calcul de dispersion distribués en France sont :

- ANSWER commercialisé par la société ACRI (www.acri.fr)
- MERCURE ou ARIA Local distribué par la société Aria Technologies (www.aria.fr)
- FLUIDYN Panache, commercialisé par la société Transoft (www.fluidyn.com)
- DFA développé par la société Siria Technologies (www.siriatech.com)¹. Le modèle eulérien utilisé, DFA, est un code développé par un consortium d'experts universitaires français, SUBMESO, rapidement décrit dans www.cerma.archi.fr/inventur.

¹ Elle propose un service en ligne innovant avec un système d'abonnement pour la soumission de calculs de dispersion du plus simple au plus complexe. La société dispose d'un éventail d'outils (gaussiens ou modèles tridimensionnels) et de spécialistes pour les mettre en œuvre. Ainsi à partir de leur propre expertise et selon les désirs de leurs abonnés, la société effectue en ses locaux les calculs demandés avec les outils les mieux appropriés. Après vérification, les résultats sont réexpédiés à l'utilisateur.

Les principes sur lesquels sont développés ces logiciels sont globalement équivalents.

Parmi les logiciels de mécanique des fluides plus généraux et néanmoins utilisables dans le domaine de la dispersion, nous pouvons citer les plus connus :

- FLUENT (www.fluent.com) est un logiciel très connu et performant dans le domaine de l'industrie aérospatiale et des turbomachines. Il est moins adapté aux problèmes environnementaux.
- PHOENICS (www.cham.uk) est un logiciel très ouvert disposant de modules spécifiques pour le traitement de la dispersion.
- STAR-CD (www.cd.co.uk) est l'un des logiciels de CFD les plus connus sur le marché international.
- CFX Tascflow (www.software.aeat.com) est aussi un produit très répandu dans plusieurs domaines industriels.

De manière générale ces outils sont relativement onéreux. Le prix d'une licence est de l'ordre de 150 à 250 KF. Ils faut intégrer en complément du module de calcul, les outils annexes nécessaires à leur utilisation (outil de définition de la géométrie, outil de maillage, post-processeur pour la représentation).

3.2.2.1. Les résultats

Les calculs classiquement réalisés concernent une évaluation de la dispersion pour une situation météorologique donnée. Ainsi le calcul réalisé est stationnaire : on suppose que les champs de vent et le niveau d'émission restent tels qu'ils ont été définis initialement, et la solution calculée correspond à celle obtenue en régime établi. Il s'agit évidemment d'une approche plutôt majorante. Des coupes représentant le panache dans le plan horizontal ou des représentations tridimensionnelles du site et du rejet sont disponibles suite à ces calculs.

Il est également possible de générer les simulations correspondant à un régime transitoire, notamment en situation accidentelle, lorsque l'on s'intéresse à la dispersion dans les premiers instants qui suivent l'accident. Dans ce cas le comportement des émissions varie également dans le temps.

3.2.3. Les modèles lagrangiens

Bien qu'ils ne fassent pas réellement l'objet de ce document, les modèles lagrangiens, cités à titre indicatif, constituent une bonne alternative pour le calcul de la dispersion de rejets de cheminées dans des environnements construits ou à fort relief.

En effet ils sont par nature bien adaptés à la nature ponctuelle de ce type d'application. La qualité des résultats obtenus avec une telle approche est bien connue à condition de traiter un nombre suffisant de particules.

Le calcul des trajectoires peut être effectué par un modèle météorologique simplifié, reposant par exemple sur l'interpolation consistante de données météorologiques mesurées.

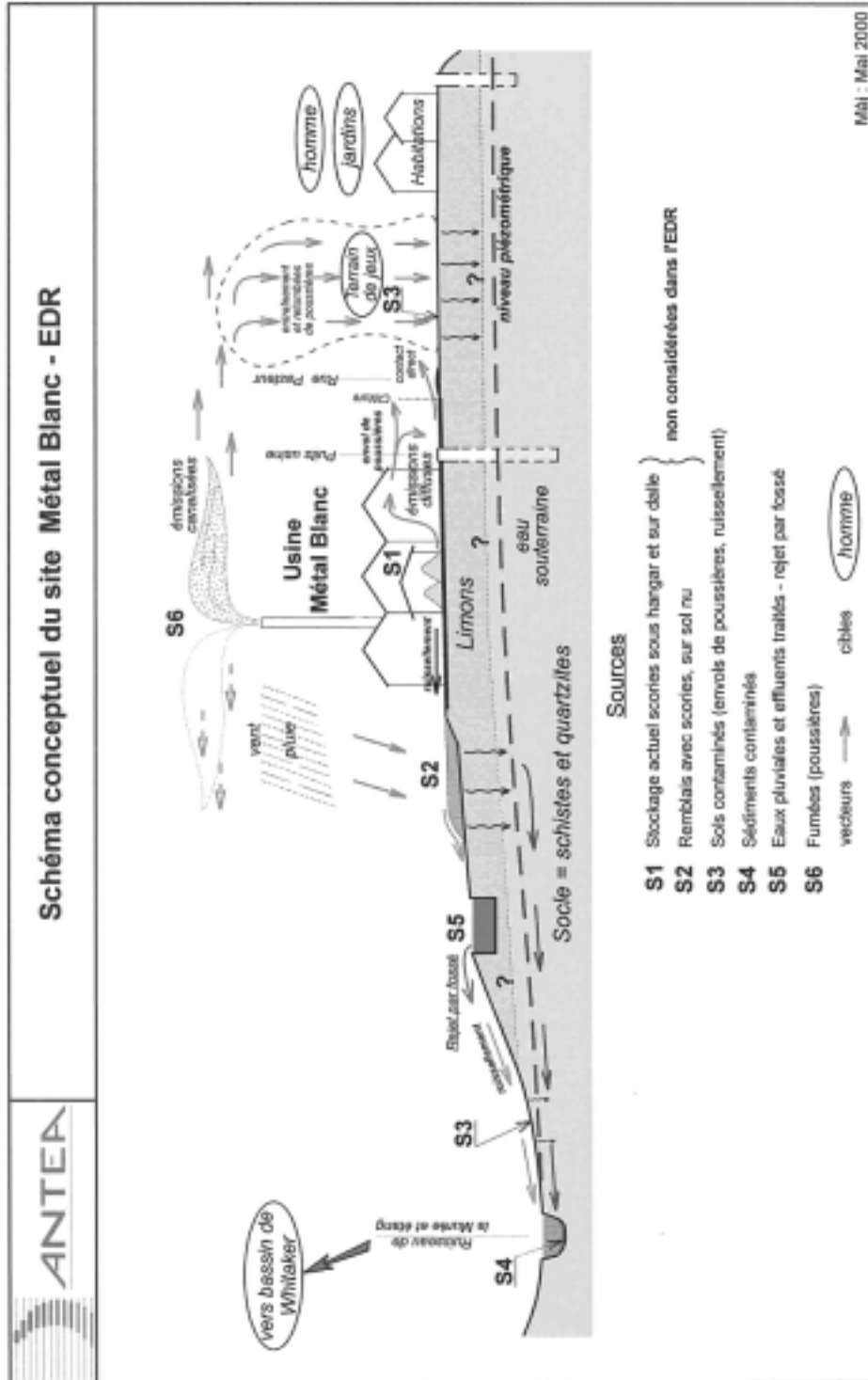
La pertinence des résultats obtenus à l'aide de modèles lagrangiens, notamment en présence d'obstacles, a fait l'objet de nombreuses publications [Kaplan et Dinar 1997 ; Lee et Näslund, 1998].

3.3. Références

- HALL D.J, SPANTON A.M. BENNETT M., DUNKERLEY F., GRIFFITHS R.F., (1999), *Evaluation of a new generation of Atmospheric Dispersion Models*, Sixth International Conference on harmonization within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes, Rouen 1999.
- HANNA S.R. ET CHANG J.C., (1993) *Hybrid Plume Dispersion model (HPDM) improvements and testing at three field sites*, *Atm. Env.* Vol 27A, pp 1491-1508.
- HANNA S.R., EGAN B.A., PURDUM J., WAGLER J., (1999), *Evaluation of the ADMS, AERMOD and ISC dispersion models with the Kinkaid*, Indianapolis, Lovett, Sweeny and Duke Forest data sets, Sixth International Conference on harmonization within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes, Rouen 1999.
- KAPLAN H and DINAR N. (1996), *A lagrangian dispersion model for calculating concentration distribution with in a built up domain*, *Atm. Env* Vol 30, pp 4197-4207.
- LEE R.L. and NÄSLUND E., (1998) *Lagrangian stochastic particle model simulations of turbulent dispersion around buildings*, *Atm. Env.* Vol 32, pp 665-672.
- T.A. McMAHON, P.J. DENNISON, (1978) *Empirical atmospheric deposition parameters : a survey*, *Atm. Env.* Vol 13, pp 571-585.

Annexe 2

Exemple de schéma conceptuel



Annexe 3

Méthode d'estimation de la plombémie

Deux méthodes peuvent être utilisées pour estimer les niveaux de plombémies attendues : le calcul grâce aux informations disponibles dans la littérature sur les relations dose-réponse ou l'utilisation d'une modélisation pharmaco-cinétique. Mushak (1) estime que le modèle IEUBK de l'EPA est à ce jour le plus validé et calibré pour l'évaluation des risques. Cependant, les membres du groupe ne préconisent pas l'utilisation de ce modèle en l'absence de tout travail de validation, ni de définition de conditions d'utilisation dans le contexte français. Ils recommandent plutôt de prendre en compte les calculs de dose pour modéliser les plombémies attendues grâce aux coefficients donnés par la littérature. Cette méthode présente l'avantage d'être plus transparente que l'utilisation d'un modèle complexe. L'examen de la pertinence d'IEUBK² dans une perspective décisionnelle en France est néanmoins un axe de travail à préconiser dans le futur (2).

1. Quelles sont les relations entre les doses d'exposition et la plombémie ?

Une synthèse des relations exposition-plombémie extrapolées à partir d'études portant sur une source d'exposition spécifique a été réalisée par l'OMS (programme IPCS (3)). Elles sont présentées au tableau 1.

TABLEAU 1. Relations dose-réponse entre le niveau médian de plombémie et l'exposition au plomb (intake) dans la population générale *

	Enfants de 0 à 6 ans	Adultes
Air	19,2 µg/l par µg/m ³	16,4 µg/l par µg/m ³
Eau		0,6 µg/l par µg/litre
Aliments	1,6 µg/l par µg ingéré par jour**	0,4 à 0,6 µg/l par µg ingéré par jour
Poussières	18 µg/l par 1 000 ppm	
Sol	68 µg/l par 1 000 ppm	

* les relations sont en fait curvilinéaire. Ces valeurs sont toutes issues de la publication IPCS/OMS sauf celle du sol chez les enfants issue d'une étude plus récente (1)

**valeur issue d'une étude chez l'enfant de 1 an.

² Présentation du modèle IEUBK

Le modèle IEUBK (Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children) a été établi par l'EPA et est régulièrement évalué (EPA Technical Review Workshop for Lead, EPA 94). Il a été développé pour fournir une estimation plausible de la distribution des plombémies – et de la probabilité de dépasser 100 µg/l – chez les enfants (jusque 7 ans) en fonction de l'exposition multimédia au plomb. Le modèle est fondé sur un jeu d'équations qui convertit l'exposition au plomb (µg/j) en plombémie (µg/dl) en simulant les processus physiologiques qui déterminent la concentration sanguine en plomb. Les expositions par l'air, la nourriture, l'eau, le sol et la poussière sont modélisées indépendamment pour plusieurs voies de contact. Les quantités de plomb absorbé sont combinés en une entrée unique dans le réservoir de plasma sanguin du corps. Le plomb est ensuite attribué mathématiquement (en fonction de paramètres biocinétiques dépendant de l'âge) aux différents tissus. Le calcul fournit une estimation de la plombémie pour cet âge. Elle est traitée comme une moyenne géométrique de valeurs possibles pour un enfant, ou la moyenne géométrique des valeurs attendues pour une population d'enfants exposée aux mêmes concentrations. La distribution autour de cette moyenne est estimée en considérant une déviation standard de 1,6, issue d'études de plombémies bien conduites. En France, l'utilisation de ce modèle est restée assez sporadique.

2. Utilisation des relations existantes pour l'exposition par la voie alimentaire

En ce qui concerne l'ingestion de plomb à partir des aliments, le coefficient présenté ci-dessus est fragile car issu d'une étude chez l'enfant de 1 an. Carrington et al ont appréhendé la relation existant entre les doses ingérées et la plombémie en utilisant des modèles pharmacocinétiques qui tiennent compte de l'âge de l'enfant (facteur influant les paramètres pharmacocinétiques et le coefficient d'absorption gastro-intestinal) (4).

Le tableau 2 présente les doses ingérées prédites par le modèle pour atteindre une plombémie de 100 µg/l à différents âges.

Pour les enfants de 1 à 6 ans, quand on calcule la dose ingérée prédictive d'une plombémie de 100 µg/l, l'application du coefficient dose-réponse dérivé d'une étude chez l'enfant de 1 an est cohérente avec les données issues du modèle pharmacocinétique.

L'utilisation de ce coefficient est également cohérente avec ce que l'on sait de l'estimation des apports moyens en plomb par l'alimentation et des plombémies moyennes chez les enfants de 1 à 6 ans en France. En effet les auteurs de l'expertise INSERM (5) ont pu estimer que les apports alimentaires en plomb chez les 2 à 5 ans varient entre 30 et 35 µg par jour grâce à des données de contamination des aliments obtenues en 1995 (6) et de consommation alimentaire observées dans le Val de Marne en 1994. En estimant les autres sources négligeables, l'application du coefficient donne une plombémie moyenne de base de 48 à 56 µg/l. Une enquête d'imprégnation de la population française effectuée en 1997 a montré des plombémies moyennes (arithmétiques non corrigées) chez l'enfant de 1 à 6 ans de 34 à 52 µg/l (7).

3. Prise en compte des autres voies d'exposition

3.1. Les poussières domestiques et le sol

De nombreux auteurs ont décrit à partir de régressions statistiques de modèles prédictifs la plombémie à partir des teneurs en plomb dans les sols. L'ATSDR (8) en a fait une revue en 1992 et estime qu'une forte corrélation positive existe entre concentration en plomb tellurique et plombémie.

TABLEAU 2. Dose quotidienne de plomb ingérée prédictive d'une plombémie de 100 µg/l en fonction de l'âge chez l'enfant.

Age (années)	Dose ingérée (µg par jour) calculé (8) par le modèle pharmacocinétique	Dose ingérée (µg par jour) calculé à partir du coefficient de 1,6 µg/l par µg ingéré par jour
1	71	60
2	48	60
3	71	60
4	71	60
5	74	60
6	74	60
7	133	60
8	176	60
9	214	60
10	181	60

Généralement la plombémie augmente de 30 à 70 µg/l pour un enrichissement de 1 000 ppm de plomb dans le sol ou les poussières selon le mode de contamination (tableau 3).

TABLEAU 3. Accroissement de plombémie en fonction de la contamination des sols-d'après 8.

Source principale de plomb	Accroissement de plombémie (µg/l) pour un enrichissement de 1 000 ppm de plomb tellurique (valeurs non ajustées)
Trafic	40-160
Industrie du plomb	50-130
Activité minière	6- 40

L'auteur indique que ces corrélations sont influencées par l'accès au sol et le comportement (surtout des enfants), la couverture du sol, la saison, la taille des particules et la composition du composé plombé. Une ré-analyse plus récente (9) estime à 68 µg/l l'excès de plombémie attribuable à + 1 000 ppm de plomb tellurique chez les enfants.

Cependant, ces relations sont des coefficients globaux établis d'après des études sur sites qui ne permettent pas de prendre en compte des variations dans l'intensité du contact avec le milieu qui dépendent de l'âge et des habitudes de vie (budget espace temps par rapport à la fréquentation de différents lieux pouvant être différemment contaminés). Leur utilisation n'est donc pas recommandée.

Une autre façon, recommandée dans ce rapport, de prendre en compte le plomb amené par les poussières et le sol est d'inclure la dose apportée à l'organisme tel que calculée précédemment dans la dose ingérée avec les aliments.

L'augmentation de plombémie que l'on peut extrapoler en procédant de cette manière peut être comparée par les données fournies par la littérature grâce aux études in situ pour un enrichissement de 1 000 ppm des sols ou des poussières.

Ainsi pour un enfant de 2 ans ayant un budget espace temps « moyen » et un comportement moyen, la dose hebdomadaire de plomb amené à l'organisme par un enrichissement de 1 000 ppm (soit 1 µg/mg) du sol et des poussières peut, en utilisant les paramètres du tableau 3 de la page 39 être estimée à :

Dose = Dsol + Dpoussières = (84 h * 3 mg/h * 1 µg/mg) + (14 h * 20 mg/h * 1 µg/mg) = 532 µg par semaine soit 76 µg par jour.

L'accroissement de la plombémie correspondante est de 76 * 1,6 = 122 µg/l, ce qui peut sembler incohérent avec l'accroissement de 68 µg/l obtenu dans l'analyse la plus récente de Burgoon et al (9). En fait, on surestime l'accroissement de plombémie en considérant que la biodisponibilité du sol est identique à celle des aliments. En prenant en compte une biodisponibilité relative sol/aliments de 0,6, on constate que les deux méthodes donnent des résultats proches. Le groupe de travail n'a cependant pas jugé opportun l'utilisation de ce coefficient. Il correspond en effet à une estimation moyenne de la biodisponibilité relative. Or lorsque l'on travaille sur un cas particulier, ce paramètre est inconnu.

3.2. Le plomb atmosphérique

L'inhalation représente en population générale une faible part de l'exposition au plomb (5) Cependant, dans le cas d'un site industriel encore en activité, les concentrations atmosphériques peuvent s'élever notablement par rapport au bruit de fond et constituer une part non négligeable de l'exposition des populations avoisinantes.

Quand les concentrations atmosphériques s'élèvent au dessus de la concentration habituellement retrouvée en dehors de sources spécifiques (0,1 à 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), on pourra estimer la contribution directe à la plombémie du plomb atmosphérique en prenant en compte le coefficient global établi par l'IPCS (3) en fonction de la concentration dans l'air. Cette approche est assez grossière puisqu'elle ne prend pas en compte l'effet d'un débit ventilatoire différent selon l'âge, ni la granulométrie des particules qui influe sur les mécanismes d'absorption dans le tractus respiratoire (les particules de petites tailles (inférieures à 5 μm) peuvent après inhalation atteindre la région alvéolaire où elles sont absorbées et rejoignent la circulation systémique. Les particules de taille supérieure se déposent dans les régions extra-thoraciques et trachéo-bronchique et sont soit rejetées, soit dégluties vers l'appareil digestif).

Références bibliographiques

1. MUSHAK P. Uses and limits of empirical data in measuring and modelling human lead exposure. *Environ Health Perspect* 1998 ; 106 suppl 6 : 1467-1484.
2. WHITE P.D., VAN LEEUWEN P., et al. The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environ Health Perspect* 1998 ; 106 (Suppl 3) : 1513-1530.
3. OMS (Organisation Mondiale de la Santé) Genève. Inorganic lead. Genève OMS, editor. 1995. International Programme on Chemical Safety. *Environmental Health Criteria* ; n°165.
4. CARRINGTON C.D., BOLGER P.M., SCHEUPLEIN R.J. Risk analysis of dietary lead exposure. *Food Additives & Contaminants* 1996 ; 13(1) : 61-76.
5. INSERM (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale). Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ? INSERM, editor. 1-461. 1999. INSERM.
6. Direction Générale de la Santé Diagonale des métaux. Ministère de la santé. Paris, 1995, 45 p.
7. INSERM, RNSP. *Surveillance de la population française vis-à-vis du risque saturnin*. Rapport final. RNSP, Saint-Maurice, France, Décembre 1997 ; 90 p. et annexes.
8. ATSDR Xintaras C. Analysis paper : Impact of lead-contaminated soil on public health. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Diseases Registry, 1992 <http://wonder.cdc.gov/wonder/prevguid/p0000015/entire.htm>
9. BURGOON et al. Relationships among lead levels in blood, dust and soil. In : *Lead poisoning : exposure abatement regulation* (Breen JJ., Stroup CR, eds). Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1995 ; 255-264.

Notes

Notes